ENJEUX SCIENCES

LES GRANDS LACS
À L'ÉPREUVE DE L'ANTHROPOCÈNE

J.-M. DORIOZ, O. ANNEVILLE, I. DOMAIZON, C. GOULON, J. GUILLARD,
S. JACQUET, B. MONTUELLE, S. RASCONI, V. TRAN-KHAC, J.-P. JENNY



LES GRANDS LACS

À L'ÉPREUVE DE L'ANTHROPOCÈNE

JEAN-MARCEL DORIOZ, ORLANE ANNEVILLE,
ISABELLE DOMAIZON, CHLOÉ GOULON, JEAN GUILLARD,
STÉPHAN JACQUET, BERNARD MONTUELLE, SERENA RASCONI,
VIET TRAN-KHAC, JEAN-PHILIPPE JENNY

Éditions Quæ

Dans la même collection

Les virus marins
Simples parasites ou acteurs majeurs des écosystèmes aquatiques ?
Stéphan Jacquet, Yves Desdevises, Anne-Claire Baudoux, Soizick Le Guyader
2023, 112 p.

Le moustique,
Ennemi public n° 1 ?
Sylvie Lecollinet, Didier Fontenille, Nonito Pagès, Anna-Bella Failloux
2022, 168 p.

Feux de végétation
Comprendre leur diversité et leur évolution
Thomas Curt, Christelle Hély, Renaud Barbero, Jean-Luc Dupuy,
Florent Mouillot, Julien Ruffault
2022, 136 p.

Les zoonoses
Gwenaël Vourc'h, François Moutou, Serge Morand, Elsa Jourdain
2020, 172 p.

Les mondes de l'agroécologie
Thierry Doré, Stéphane Bellon
2019, 176 p.

En couverture : lac Wakatipu à Queenstown, station balnéaire de la région d'Otago, dans l'île du sud de la Nouvelle-Zélande © Jiri Foltyn/AdobeStock.

L'édition de cet ouvrage a bénéficié du soutien financier de l'UMR CARRTEL d'INRAE à Thonon-les-Bains et de la Direction pour la science ouverte (DipSO) d'INRAE pour en permettre une diffusion large et ouverte.

Cet ouvrage est diffusé sous licence CC-by-NC-ND 4.0.

© Éditions Quæ, 2023

ISBN papier : 978-2-7592-3520-9
ISBN PDF : 978-2-7592-3521-6
ISBN epub : 978-2-7592-3522-3

ISSN : 2267-3032

Éditions Quæ
RD 10
78026 Versailles Cedex

www.quae.com
www.quae-open.com

Sommaire



PRÉAMBULE

Le diagnostic scientifique sur l'état des grands lacs[1] mondiaux, leurs trajectoires de dégradation, leurs expositions aux menaces émergentes et les difficultés de leurs gestions, établit un bilan pessimiste de la situation actuelle de ces macro-écosystèmes. À l'issue d'un congrès tenu à Évian (*Large lakes – Small world*, 2018, ELLS-IAGLR), un groupe de chercheurs a, sur la base de ces constats, souhaité donner l'alarme dans un article intitulé « Scientists'warning to humanity: Rapid degradation of the world's large lakes » (Jenny *et al.*, 2020). Cette publication est un appel solennel, qui s'inscrit dans le mouvement Warning for Humanity initié par Ripple *et al.* (2017) et sollicitant les scientifiques pour alerter le public sur la dégradation globale des écosystèmes terrestres et aquatiques et les risques qui en résultent.

Les 42 auteurs impliqués dans cette alerte se caractérisent par la diversité de leurs zones géographiques de recherches, de leurs champs spécifiques de connaissance et de productions scientifiques, de leurs expériences de participation à des réseaux de recherche internationaux et à des observatoires ou des organisations de gestion. Le message qu'ils délivrent peut être considéré comme l'esquisse d'une expertise mondiale sur l'état et la dynamique de ces milieux.

Le présent ouvrage s'inscrit dans le prolongement de cette démarche. Il réunit en particulier les auteurs français ayant participé à l'article de Jenny *et al.* (2020), avec l'objectif de donner au public francophone des éléments de réflexion sur le niveau de dégradation des grands écosystèmes lacustres et leurs possibilités de restauration. Si le texte reprend les points les plus marquants de l'article initial pour les développer et les rapporter aux fondamentaux de la limnologie, il est surtout largement augmenté, avec de nouvelles illustrations, des approfondissements et des

1. Soient ceux d'une surface supérieure à 100 km^2, selon la définition de Jenny *et al.* (2020). Les raisons de ce choix sont explicitées ultérieurement dans le texte.

études de cas inédites, destinés à consolider la démonstration et à la mettre plus en prise avec les expériences de gestion.

Considérant l'urgence de faire partager une meilleure compréhension des phénomènes, l'ouvrage a une vocation didactique. Il s'adresse à tous, curieux et décideurs inclus. Bien entendu, les points de vue présentés dans cet ouvrage n'impliquent que ses dix auteurs.



INTRODUCTION

Les activités humaines poussent actuellement la plupart des écosystèmes de la planète au-delà de leurs capacités de charge écologique (Bergeron-Verville, 2013), c'est-à-dire de leurs possibilités naturelles à absorber les perturbations et à soutenir les usages (Wackernagel *et al.*, 2002). Nombre de grands lacs ont été parmi les premiers macro-écosystèmes planétaires à subir durablement ce dépassement qui caractérise l'Anthropocène (Vitousek *et al.*, 1997). La transformation, dès le début de l'ère industrielle, de l'état des eaux profondes de certains grands lacs d'Europe et d'Amérique par apparition de zones anoxiques (sans oxygène), représente l'une des premières manifestations de cette rupture écologique à des échelles continentales. Les archives sédimentaires montrent qu'en un siècle, l'absence ou le bas niveau d'oxygène (hypoxie) des eaux lacustres profondes se sont quasiment mondialisés, suivant en cela l'intensification des activités humaines et les rejets massifs de nutriments qui en résultent. Ces changements d'état couplés sont les marqueurs d'un constat très général : les relations entre les lacs, grands lacs compris, et les activités humaines se sont à tel point altérées que les impacts de celles-ci menacent souvent les fonctions primordiales de ces milieux (pêche, eau potable, biodiversité). Malgré ce diagnostic alarmant, l'idée que les grands lacs sont une ressource planétaire menacée tarde à s'imposer dans les instances de décision, à tous les niveaux (international, national, local). Paradoxalement, cette atonie perdure au moment où la communauté scientifique développe l'idée que ces masses d'eau d'échelle continentale, en bon état, seraient un atout majeur face au changement climatique.

La trajectoire des relations « grand lac-activités humaines » trouve ses racines profondément dans l'histoire et l'anthropologie. Les populations humaines et leurs activités sont de longue date attirées autour des grands lacs par une eau abondante, par diverses ressources facilement accessibles, par une situation ambivalente propice à la fois à la défense et aux échanges inter-rives, enfin par

un milieu porteur de références et de pratiques culturelles. Les grands lacs restent de nos jours, et pour des raisons inchangées, de puissants attracteurs favorisant le développement socio-économique. Il n'est donc pas étonnant qu'ils aient été les premiers grands écosystèmes massivement affectés, au XX[e] siècle, par l'accélération des flux environnementaux associée à une croissance démographique et économique particulièrement activée à leurs périphéries. À ces facteurs humains s'ajoutent des propriétés géographiques intrinsèques de l'objet lac, qui en font des intégrateurs de flux hydrochimiques à la fois dans le temps (le milieu est relativement confiné) et dans l'espace (ils reçoivent, en général, les flux cumulés de vastes bassins versants). C'est d'ailleurs cette concentration spatiale et temporelle des flux de phosphore qui explique que, dès les années 1950, de grands lacs aient été parmi les premières victimes du dérèglement anthropique du cycle de cet élément et de sa conséquence la plus visible, l'eutrophisation. La suite démontrera qu'il s'agissait d'un signe avant-coureur de perturbations qui prévalent actuellement à l'échelle globale.

L'environnement planétaire actuel soumet les grands lacs à bien d'autres dysfonctionnements d'origine anthropique que ceux dus aux flux de phosphore. Ils subissent en effet de multiples pressions produites par toute une gamme de stress anthropiques de natures très diverses, allant de la surpêche à l'artificialisation du littoral, au changement climatique et aux nombreux types de contaminations polluantes. Polluants métalliques, résidus phytosanitaires et médicamenteux, xénobiotiques sont les ingrédients de base du cocktail mondialisé de polluants qui inquiète les limnologues. La qualité des eaux et des milieux lacustres se dégrade en proportion des pressions subies, compromettant un peu partout les usages présents et à venir des plans d'eau. En outre, rien ne semble pouvoir limiter l'émergence régulière de nouveaux facteurs de stress dont l'impact, initialement souvent sous-évalué, se révèle par des perturbations écosystémiques déconcertantes (avec comme exemple récent, les microplastiques).

Quelques tentatives, pour desserrer certaines pressions et remédier aux dégradations les plus critiques qu'elles causent, ont vu le jour depuis les années 1980 dans les pays dits « développés » ou du « Nord », notamment en ce qui concerne l'eutrophisation.

Le but est de « restaurer » les grands lacs dans leurs fonctions environnementales et d'usages en leur permettant de retrouver une qualité des eaux et des milieux favorables à la bonne expression de celles-ci. La restauration ne consiste donc pas à tenter de revenir à un état écologique antérieur, mais à retrouver un état susceptible de porter des attentes sociétales combinant usages et préservation des milieux. Il s'agit, selon les cas considérés, soit de baisser le niveau des pollutions, en limitant les apports de nutriments ou autres polluants dépassant la capacité de charge de l'écosystème, soit de réglementer l'accès aux ressources, par exemple en mettant fin à une exploitation piscicole surdimensionnée et non durable, ou encore de réhabiliter les habitats nécessaires à la sauvegarde d'espèces emblématiques à forte valeur culturelle. Toutes ces actions représentent *de facto* des expérimentations en grandeur nature, analogues des suivis cliniques en médecine. Menées sur de grands lacs (ou des lacs plus petits[2]), elles sont des cas d'école pour la gestion de ressources écologiques sous pression anthropique et à des échelles continentales. Retours d'expérience, réussites, échecs, semi-échecs apportent tous des informations précieuses pour comprendre ces vastes écosystèmes, leurs dynamiques temporelles parfois surprenantes, leurs inerties, les incertitudes sur les tendances futures… et pour améliorer en conséquence les concepts et les modèles d'intervention en limnologie.

La taille des grands lacs et donc leur inertie hydro-écologique, mais aussi les composantes sociétales et politiques qui leur sont associées, rendent ces macro-systèmes particulièrement complexes à gérer, notamment dans une perspective de restauration et dans un contexte international. Cet état de fait, combiné à un peu de scepticisme sur l'urgence et la gravité des menaces évoquées précédemment, explique que, sauf exception, les grands lacs manquent d'engagements et d'actions destinées à remédier aux dégradations. Les scientifiques rédacteurs de Jenny *et al.* (2020) soulignent la redoutable contradiction entre cette inaction, la

2. Compte tenu de l'universalité des processus bioécologiques, certaines données ou concepts présentés dans cet ouvrage sont issus de données de « petits » lacs, mais transposables aux grands lacs tels que définis par Jenny *et al.* (2020).

baisse marquée de la qualité des eaux et des milieux (baisses couplées dont les causes sont bien diagnostiquées), et le besoin croissant de ces ressources lacustres pour le développement humain à venir.

Dégradations héritées d'un siècle de pressions anthropiques, multi-stress, mauvaises évaluations des risques émergents, réponse sociétale rarement à la hauteur des enjeux : telles sont les composantes du contexte général écologique et sociétal dans lequel s'inscrit cet ouvrage sur les grands lacs. L'objectif est de donner au public des éléments de réflexion sur ce qu'il faut savoir du fonctionnement, des trajectoires, des pertes d'usage et de services et des difficultés de restauration de ces socio-écosystèmes, pour envisager, face aux menaces émergentes et au changement global, la réactualisation de leur gestion.

L'ouvrage représente une réflexion collective de scientifiques de l'UMR (INRAE USMB) CARRTEL (Centre alpin de recherche sur les réseaux trophiques et les écosystèmes limniques) et de son Observatoire des lacs (OLA, Rimet *et al.*, 2020). Le texte comprend, entre autres, des références renforcées au Léman, lac qui fait l'objet d'un suivi limnologique parmi les plus anciens au monde.

L'ouvrage s'organise en cinq chapitres.

Le chapitre 1 propose un fonds de connaissance fondamentale en limnologie, avec une vue d'ensemble sur l'objet grand lac, ses fonctionnements critiques, sa nature socio-écologique, les services écosystémiques rendus, les propriétés du milieu selon la qualité des eaux.

Le chapitre 2 passe en revue les pathologies qui affectent les grands lacs : quelles sont les principales menaces s'exerçant à des échelles locales et globales et qui poussent ces écosystèmes au-delà de leur capacité de charge ? Sont examinés changements climatiques, usage des sols des bassins versants, surexploitation piscicole, multi-usages, micropolluants.

Le chapitre 3 présente des études de cas et des retours d'expérience d'opérations de restauration et de sauvegarde, des succès, mais aussi des échecs ; la portée générale des résultats est discutée.

Le chapitre 4 tente, sous la forme d'une discussion générale, de tracer des perspectives pour les décennies à venir et d'envisager les possibilités, les limites des solutions de restauration et la reconfiguration de la gestion à mettre en place.

Le chapitre 5 propose une synthèse des propos et des recommandations.

LES « GRANDS LACS » : DES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES STRUCTURANTS AUX ÉCHELLES CONTINENTALES

LACS ET GRANDS LACS : DÉFINITION ET DIVERSITÉ

Les lacs : des « îles d'eau » au sein des continents ?

Pour Alphonse Forel, fondateur à la fin du XIXe siècle de la limnologie, science des eaux continentales, les lacs sont des « masses d'eau stagnantes, sans communication directe avec la mer, situées dans une dépression du sol fermée de tous côtés ». Le même auteur parle de façon poétique des lacs comme des « îles d'eau » pour souligner l'isolement relatif et la spécificité de ces entités naturelles.

Cent quarante ans plus tard, la Directive-cadre sur l'eau (DCE) reprend la formule « masses d'eau de surface stagnantes » pour définir administrativement les objets lacs. Pour préciser le concept, les limnologues ajoutent à la définition des traits descriptifs fonctionnels qui différencient les lacs des étangs, des mares ou des zones humides. Ainsi, pour Touchart (2002), un lac est « un plan d'eau continental, séparé de la mer, dominé par son bassin d'alimentation et développant son caractère propre dont la superficie, la profondeur et le volume sont suffisants pour provoquer une zonation, un étagement ou une régionalisation des processus limniques ». Un minimum de masse d'eau est donc nécessaire pour qu'émergent des structures et des fonctionnements de lac.

La profondeur est souvent considérée comme un critère clé du fait de son effet structurant sur l'écologie du système (Meybeck, 1995) : quelques mètres (5 à 7 m) d'eau suffisent en effet pour créer une compartimentation propre aux lacs et pour différencier une zone pélagique[3], siège d'une production primaire photosynthétique à base

3. Zone pélagique : pleine eau de la zone centrale des lacs, à l'exclusion des zones de bordure et des zones de fond.

de microalgues (le phytoplancton), et une zone benthique[4], vouée en grande partie à la biodégradation et au recyclage des éléments. Ces deux compartiments présentent des habitats et une biodiversité spécifiques, mais sont étroitement couplés par des dynamiques de cycle de vie et des dynamiques biogéochimiques (voir « Organisation spatiale et fonctionnalités de l'écosystème », p. 20).

Les « grands lacs » : une version XXL de l'hydrodynamique lacustre ?

Parmi les 300 millions de lacs de la planète, seuls certains sont reconnus comme des « grands lacs » (encadré 1). Ils le doivent par définition à une superficie au-delà du seuil minimal fixé à 500 km² par l'International Association for Great Lakes Research (IAGLR) (Herdendorf, 1982), seuil abaissé à 100 km² par Jenny *et al.* (2020) après une analyse statistique multiparamètre. Cette révision récente décerne le titre de « grand lac » à 1 709 plans d'eau mondiaux (figure 1A), un ensemble qui représente 90 % du volume lacustre planétaire. Au moins 130 millions d'humains vivent autour d'un grand lac dans la zone des 10 km périphériques (figure 1B), les rivages cumulés équivalant à un linéaire d'environ 100 000 km.

Bien que forcément arbitraires, ces seuils de surface distinguent une catégorie d'objets limniques développant, du fait de leur grande taille, des propriétés particulières sur les plans hydrodynamique et socio-écologique. La surface est choisie comme critère de typologie en raison de son importance dans le fonctionnement des systèmes lacustres. Elle exerce en effet un contrôle direct sur des fonctionnements biophysiques structurants tels que les échanges, notamment énergétiques, du plan d'eau avec son environnement atmosphérique, et sur des fonctionnements socio-économiques comme l'intensité et la gamme des usages. En outre, la surface étant significativement corrélée avec plusieurs autres paramètres décrivant la géométrie des grands lacs, dont la profondeur moyenne, elle constitue statistiquement un bon descripteur de la masse d'eau et donc du minimum de volume au-delà duquel peuvent se produire des fonctionnements hydrodynamiques spécifiques du système physique grands lacs (mouvements des masses d'eau, courants,

4. Zone benthique : fond des lacs, qu'il soit rocheux ou (souvent) sédimentaire.

vagues, etc. ; encadré 1). Or des caractéristiques aussi importantes pour l'écologie de ces milieux lacustres que le patron de distribution spatiale des nutriments ou de l'oxygène, le degré d'isolation des couches profondes (en couplage avec la profondeur) ou encore la puissance mécanique de l'eau, dépendent étroitement de cette hydrodynamique particulière (León *et al.*, 2005). C'est donc dans un champ de contraintes et de facilitations créé par la version grand lac de l'hydrodynamique lacustre que s'inscrivent les fonctionnements écosystémiques clés, production primaire, diversification des habitats, spatialisation des niches écologiques, réponse aux stress, morphogenèse du littoral et relations entre lac et activités humaines.

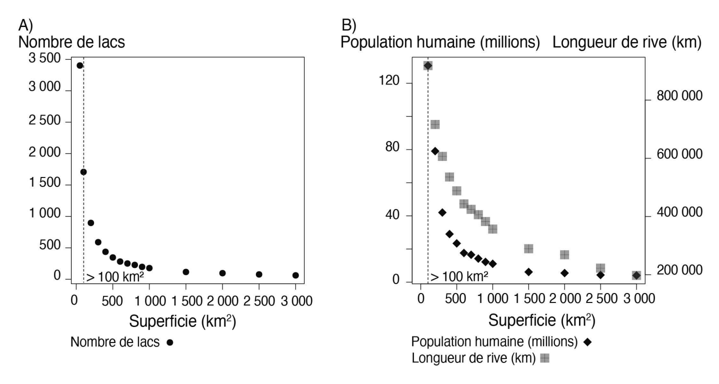


Figure 1. Distribution du nombre de lacs supérieurs à 100 km² dans le monde, lien avec la densité de la population humaine et la longueur de rive.

(A) Nombre de lacs par classe de taille (en km²), la ligne pointillée verticale indique la limite retenue (100 km²) pour la qualification de « grand lac ». (B) Densité de la population vivant en périphérie des grands lacs (à moins de 10 km) et longueur totale de la rive selon la taille des lacs (en km²) (d'après Jenny *et al.*, 2020).

Les grands lacs : 1 709 objets limniques uniques

Les grands lacs mondiaux partagent les conséquences fonctionnelles de leur taille, sans pour autant que cela n'efface la grande variabilité géométrique, historique, géographique, géochimique, biologique, etc., qui fait de chacun d'eux un objet limnique unique. Les origines géologiques (tectonique, glaciaire ou alluviale) et la position planétaire (par rapport au climat et au développement économique) organisent cette variabilité.

ENCADRÉ 1. DES LACS AUX GRANDS LACS : UNE MONTÉE EN GAMME DANS LA DYNAMIQUE DES SYSTÈMES LACUSTRES

En écologie, la taille représente un facteur de forçage susceptible de modifier de façon non linéaire, et en cascade, l'expression de grandes fonctions des écosystèmes, et de faire émerger des états et des propriétés nouvelles propres aux macro-écosystèmes (León *et al.*, 2005). Une grande taille permet des développements spécifiques en ce qui concerne les échanges avec les écosystèmes voisins et les interactions avec les processus physiques régionaux (par exemple, atmosphériques). Au sein de l'écosystème, les processus de redistribution et de stockage d'énergie et de nutriments, ainsi que les dynamiques de populations sont affectés par le facteur taille. L'influence de la taille s'étend aux relations entre biodiversité et fonctionnements écologiques, et à la réponse des écosystèmes à certains stress (Frontier et Pichod-Viale, 1995).
Les lacs n'échappent pas à ces effets. Une grande taille, en masse d'eau et en surface, démultiplie la puissance de certaines de leurs fonctions en les spatialisant et en leur donnant du temps. Elle détermine aussi l'existence de propriétés hydrodynamiques originales et structurantes pour le fonctionnement de l'écosystème.

ESPACE ET TEMPS

Les lacs, indépendamment de leur taille, sont à la fois des réceptacles, accumulateurs semi-confinés de flux hydriques et de matières associées, et des réacteurs biogéochimiques (une fonction liée au métabolisme de l'écosystème et à sa biodiversité). Les flux entrants se stockent plus ou moins longuement dans le lac, interagissent avec l'écosystème, certains des intrants s'intégrant à son fonctionnement et subissant en conséquence des transformations physiques et chimiques. Pour la plupart des lacs, l'essentiel des flux hydrochimiques et sédimentaires reçus provient, *via* leurs affluents, de leurs bassins versants.
Le couplage des fonctions réceptacle-accumulateur-réacteur est à la fois bénéfique quand il s'agit de flux de nutriments soutenant la productivité de l'écosystème sans la dérégler, et néfaste quand le couplage produit une accumulation de polluants dans le milieu et le biote. La possibilité, assez courante, d'une bioamplification*

* Concentration croissante d'un contaminant le long d'un réseau trophique. Mercure et PCB sont des cas typiques de substances bioamplifiées.

.../...

…/…

surconcentrant certains composés toxiques au sommet des réseaux trophiques de l'écosystème, accentue la part de risque écologique et sanitaire associée aux transferts entre bassin versant et lac. Les cas classiques sont la bioaccumulation de polychlorobiphényles (PCB)** ou de mercure dans certains poissons. Autre exemple de dualisme en écologie, le même processus de bioamplification est bénéfique pour le consommateur final humain si les composés accumulés dans les poissons sont des acides gras polyinsaturés produits par le phytoplancton et des bactéries.

Les lacs, petits et grands, sont donc des milieux sensibles, voire « hypersensibles », à l'anthropisation de leur environnement terrestre, car en rapport avec leur position dans la géographie du paysage :

– ils sont « surexposés » à la pollution en provenance des territoires auxquels ils sont connectés hydrologiquement ;

– ils « surexpriment » souvent les contaminations en les bioamplifiant.

La taille « grand lac » exacerbe l'expression de ces propriétés. L'énormité de la masse d'eau et de son bassin versant donne du temps et de la puissance aux pressions de pollution et aux réponses du système. Les flux de pollution sont produits à des échelles au minimum régionales mais souvent continentales. Les temps de séjour des masses d'eau lacustres sont élevés, d'où un cumul durable des pollutions (entre la décennie et le siècle). L'équation écotoxicologique des grands lacs est donc une combinaison spécifique : haute capacité de dilution mais cumuls de polluants, notamment de micropolluants, et longues durées d'exposition de ces polluants sur un immense champ biotique multigénérationnel. La résolution de cette équation est un enjeu présent et à venir scientifique et pratique.

DYNAMIQUES ÉCOLOGIQUES

Toutes les composantes du système lacustre sont affectées par le gigantisme des grands lacs, y compris le fonctionnement écosystémique. Dans ce contexte, l'écosystème bénéficie d'un surplus d'autonomie en matière de sources d'énergie, d'éléments métaboliques et de dynamique des biocénoses***, ce qui ouvre vers plus de complexité d'organisation des réseaux trophiques.

On peut raisonnablement faire l'hypothèse, d'une part, que cette situation qui accroît les degrés de liberté du système augmente aussi sa résilience et, d'autre part, qu'en réponse aux stress, un grand lac évoluera par des dynamiques particulièrement lentes, mais difficilement réversibles une fois les dégradations d'état inscrites dans les structures écologiques.

…/…

.../...

HYDRODYNAMIQUE

Le grand lac n'est pas juste une dilatation du système petit lac avec des propriétés physiques augmentées en proportion : il présente aussi des fonctionnements hydrodynamiques particuliers et émergents susceptibles de contraindre son écologie. La principale différenciation fonctionnelle porte sur la nature et l'intensité des processus suivants (Legendre et Demers, 1984) :

– existence et structuration de véritables courants, actifs verticalement et/ou latéralement, en lien avec les vents, la rotation de la Terre, les gradients thermiques ; ces mouvements de masse se combinent pour créer des habitats et des niches écologiques différenciées ;

– formation de véritables vagues et tempêtes, une puissance mécanique de l'eau qui affecte la biodiversité de surface et assure notamment une morphologie spécifique du littoral.

Ces mouvements en masse de l'eau sont critiques par leur rôle déterminant dans le brassage des lacs, le transfert, la redistribution et le stockage de matière, d'oxygène, d'énergie et d'informations dans l'écosystème (León *et al.*, 2005 ; Frontier et Pichod-Viale, 1995). Des phénomènes aussi importants pour la dynamique de l'écosystème que la diversification et la stabilité des habitats, le degré d'isolation des couches profondes, la spatialisation des processus, l'état de l'interface terre-eau, en dépendent. L'impact probablement le plus structurant est la régénération de nutriments, comme le suggère le lien observé sur une série de lacs (grands et petits) entre taille, statuts trophiques et taux de croissance planctonique (Pinel-Alloul *et al.*, 1999 ; Guildford *et al.*, 1994).

À noter que l'existence de véritables courants n'efface pas l'hétérogénéité spatiale thermique, physico-chimique et biologique des masses d'eau, mais semble, au contraire, contribuer à créer et/ou à stabiliser des contrastes limniques, en particulier des contrastes latéraux. La coexistence de différenciations spatiales marquées au sein de la masse d'eau crée une trame diversifiée d'habitats. Il s'ensuit une expression plus étendue de la biodiversité, générant davantage de complexité dans les interactions biotiques et dans la construction des flux trophiques. Il s'ensuit également un zonage accru des usages et des nuisances, la spatialisation de ces dernières étant la compartimentation de la masse d'eau en volumes réactionnels plus réduits.

.../...

.../...

ACTIVITÉS HUMAINES

La taille « grand lac » s'accompagne en général d'une montée en gamme du système d'activités humaines associées au lac et donc de l'importance et des enjeux liés aux services écosystémiques (voir « Une valeur essentielle pour l'humanité : les multiples "services" rendus par les lacs », p. 37). Ceux-ci prennent alors souvent un caractère industriel : la navigation devient commerciale avec des infrastructures lourdes, la pêche est réalisée par des pêcheries industrielles, les pollutions du bassin versant, vu sa taille, sont couplées à des enjeux économiques à l'échelle régionale, voire continentale, ce qui complique les actions de restauration de qualité des eaux. Enfin, la gestion tend à s'institutionnaliser.

EN BREF

L'effet grand lac combine le redimensionnement de propriétés du milieu et de l'écosystème avec, au-delà de certains seuils, l'émergence de quelques mécanismes clés nouveaux, hydrologiques et écologiques, le tout dans un contexte de temps longs. Il en résulte des structurations, des comportements, des résiliences et des fonctionnements spécifiques. Toutes les composantes du système sont concernées, biocénoses, usages, relations avec le bassin versant, etc. C'est donc une montée en gamme sur de multiples caractéristiques fonctionnelles qui fait des grands lacs une catégorie particulière d'objets limniques.

** Les PCB sont des composés organiques organochlorés, majoritairement hydrophobes, qui s'accumulent dans les sédiments et dans les lipides des poissons. Bioaccumulables dans le réseau trophique, ils sont toxiques, écotoxiques et génotoxiques.

*** La biocénose est l'ensemble des êtres vivants présents dans un espace donné, comprenant leurs organisations et interactions. Le biotope et la biocénose forment l'écosystème.

Les différences d'origine correspondent souvent à des différences d'âge et, dès lors, d'histoire naturelle du lac. La moitié des grands lacs existait déjà avant la fin des dernières glaciations et le développement des civilisations humaines, parfois depuis des millions années. Le lac Baïkal est le plus ancien lac ; il existe depuis environ 25 millions d'années. Les grands lacs périalpins tels que le Léman (France, Suisse) ou le lac de Constance (Suisse,

Allemagne, Autriche) sont parmi les plus jeunes, entre – 10 000 et – 12 000 ans, ce qui est bref en matière d'évolution biologique.

La surface des grands lacs atteint des échelles continentales (figure 1A) jusqu'à des dizaines de milliers de kilomètres carrés (Baïkal, 31 722 km^2 ; Victoria, 68 100 km^2). Depuis les années 1960, toute une série de grands lacs artificiels (barrages) ont été créés tels que le lac Volta (Ghana, 8 500 km^2), le lac Nasser (5 250 km^2, Égypte, Soudan) ou encore le lac des Trois-Gorges (Chine, 1 085 km^2).

Le volume total de la masse d'eau des grands lacs est toujours important (de quelques dizaines à plusieurs milliers de kilomètres cubes) et souvent associé à des profondeurs moyennes relativement élevées (en général, une centaine de mètres, jusqu'à 1 642 m pour le lac Baïkal, mais à peine 12 m pour le lac Balaton).

Les temps de séjour[5] de l'eau sont très variables d'un lac à l'autre, mais sont généralement supérieurs à la décennie, jusqu'à quelques siècles (375 ans pour le lac Baïkal). Par sa superficie (580 km^2), son volume d'eau (89 km^3) et le temps de résidence de ses eaux (11 ans), le Léman, bien que le plus grand lac d'Europe occidentale, est relativement petit parmi les grands lacs (encadré 6). De fait, il n'atteint pas une échelle d'influence territoriale vraiment continentale.

Les 1 709 grands lacs sont distribués sur l'ensemble de la planète. Tous et chacun avec leurs individualités physiques s'inscrivent dans une large gamme de gradients terrestres, climatiques et écologiques, mais aussi démographiques et socio-économiques (figure 2). La place d'un lac donné dans ces gradients détermine en grande partie sa sensibilité et son degré d'exposition aux pressions d'anthropisation.

5. Temps de séjour (ou temps de rétention hydraulique) : durée nécessaire au renouvellement théorique complet de l'eau d'un lac. C'est une moyenne qui dépend du volume du lac et des flux hydriques entrants et/ou sortants et qui exprime le temps de résidence moyen de l'eau dans la cuvette lacustre.

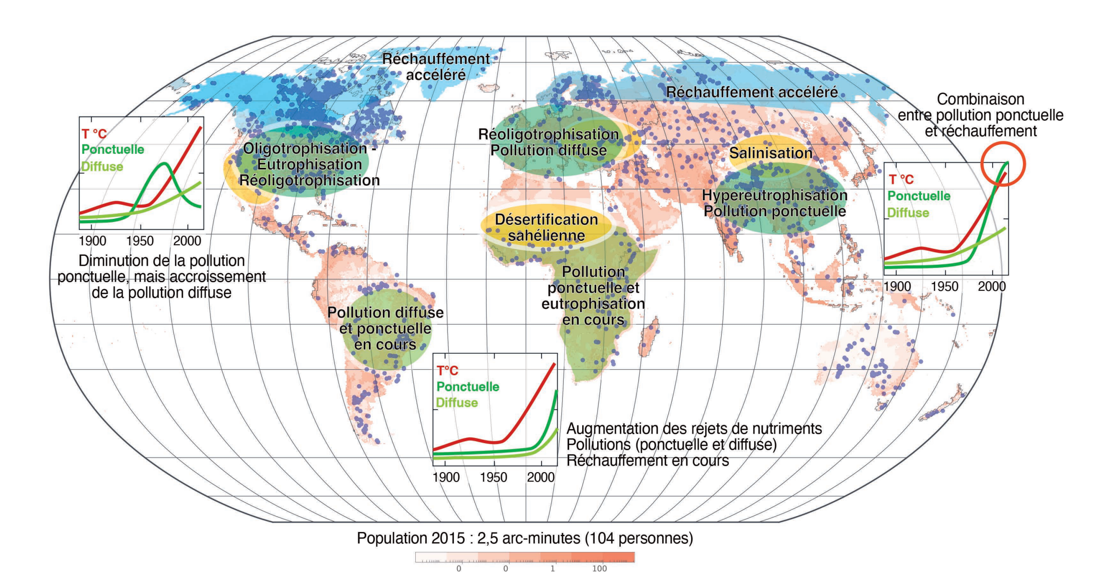


Figure 2. Répartition mondiale des grands écosystèmes lacustres (grands lacs de plus de 100 km^2 en points bleus), de la dynamique de trois facteurs de stress modèles : pollution par les nutriments, ponctuelle et diffuse, par les chlorures et par le forçage climatique.

La tendance globale d'évolution du forçage climatique est observée pour les continents avec des intensités et des degrés de réponses différents. La dynamique, des années 1900 à nos jours, des pollutions ponctuelles et des pollutions diffuses montre des situations contrastées entre la Chine orientale, l'Europe et l'Amérique du Nord, et l'hémisphère sud (carte d'arrière-plan : Center for International Earth Science Information Network-CIESIN-Columbia University, 2015, d'après Jenny *et al.*, 2020).

ORGANISATION SPATIALE ET FONCTIONNALITÉS DE L'ÉCOSYSTÈME

La taille des grands lacs favorise une forte différenciation spatiale hydro-écologique du milieu avec une compartimentation entre secteurs et couches du plan d'eau (stratification). Il en découle une spatialisation marquée de nombreuses propriétés et fonctionnalités, physiques, chimiques et biologiques du milieu.

Le linéaire côtier

Il est, sauf cas particulier, très variable morphologiquement. Il comprend généralement des compartiments très différenciés, tels que baies ou estuaires, qui peuvent être marécageux, sableux, rocheux ou artificialisés. Ces secteurs, souvent à faible profondeur d'eau, développent des conditions environnementales spécifiques qui résultent de l'hydrodynamique, des effets de vents dominants différents de ceux du milieu de pleine eau, des accumulations de composés chimiques et/ou de fortes biomasses algales couramment associées à des rejets anthropiques insuffisamment dilués et stockés dans les zones sédimentaires de ce linéaire.

La côte présente généralement des habitats aquatiques variés abritant une grande diversité biologique, fonctionnellement très importante : ripisylve, herbiers de macrophytes (végétaux aquatiques enracinés), zones de frayères (lieu de dépose des œufs de poissons), interfaces eau-sédiment (riches en invertébrés benthiques et en micro-organismes). Les milieux côtiers apportent également une forte contribution à l'avifaune.

La protection de l'ensemble des zones écologiquement riches du linéaire côtier est indispensable au « bon fonctionnement »[6] global du lac. Il s'agit en effet des biotopes critiques, pour le cycle de nombreuses espèces lacustres régulatrices ou ressources, pour des fonctions biogéochimiques (contrôle des flux de nutriments, de matières en suspension, du flux de carbone) et pour les

6. Si le fonctionnement d'un lac recouvre l'ensemble des processus bio-physico-chimiques qui s'y déroulent, la notion de « bon fonctionnement » est plus difficile à définir, car elle est nécessairement très anthropique, en se référant aux usages attendus et aux usages à prohiber. La définition d'indicateurs écologiques permet de le préciser (voir « Les observatoires limnologiques : des instruments indispensables », p. 43).

échanges terre-eau. Malheureusement, compte tenu du développement humain en bord de lac, les fonctionnalités écologiques de ces secteurs sont fréquemment atrophiées par des atteintes physiques (aménagements). Par exemple, moins de 23 % du linéaire côtier du Léman (environ 200 km de côtes) sont non artificialisés, dont seulement 4 % inscrits en réserve naturelle.

La pleine eau

Constituant l'essentiel du volume lacustre, la pleine eau, ou zone pélagique, est elle aussi hétérogène et structurée en différents compartiments, en réponse à quelques grands forçages tels que la température, la pénétration de la lumière et l'existence de courants. La densité de l'eau douce étant fonction de sa température, les différences thermiques induisent une stratification saisonnière verticale plus ou moins tranchée (épilimnion et hypolimnion, séparés par la thermocline[7]). La profondeur de pénétration de la lumière contrôle la présence et le maintien d'organismes photosynthétiques et organise les zones euphotiques[8] (éclairées) et aphotiques (sombres). L'épaisseur de la zone euphotique, lieu de création de la biomasse phytoplanctonique par la production primaire, dépend de la teneur en matière en suspension (minérale ou planctonique) et de la coloration de l'eau.

Les processus hydrodynamiques agissent sur le milieu pélagique à des échelles allant du mètre au kilomètre (turbulences, vagues, courants), avec des pas de temps allant de quelques heures (turbulences, houles, vagues) à l'année, voire à plusieurs années (renouvellement de l'eau). Les courants sont une expression hydrodynamique importante pour les grands lacs (figure 3) : très variés spatialement et temporellement en intensité, ils interfèrent avec les stratifications lacustres et peuvent homogénéiser les masses d'eau si leur énergie est suffisante, ou au contraire faciliter leur

7. La thermocline correspond à la zone présentant le gradient thermique le plus fort. Elle se situe dans la couche de transition thermique (métalimnion), entre la zone de surface plus chaude (épilimnion) et la zone profonde plus froide (hypolimnion).

8. Zone euphotique : couche superficielle d'un lac dans laquelle l'énergie lumineuse est suffisante pour permettre la photosynthèse. Son épaisseur dépend de la transparence de l'eau.

Figure 3. Illustration de l'hétérogénéité des masses d'eau et des variations de l'hydrodynamique au sein d'un grand lac.

A) Courants de surface et de fond dans le Léman (données du 29/09/2022 à 14 h 00) : plus intenses en surface et sur les bordures littorales exposées aux vents, quasi inexistants en profondeur.
B) Évolution de la température en fonction de la profondeur du transect longitudinal du Léman (2021) : hiver, quasi-homothermie à l'issue du brassage hivernal ; printemps, mise en place de la stratification thermique à la surface ; été, stratification thermique maximale ; automne, déstratification (sources de données : modélisation 3D du Léman, http://meteolakes.ch/#!/hydro/geneva).

stratification (flux laminaires). Ces dynamiques sont fortement influencées par les vents et par les glaciations éventuelles de surface.

L'existence d'une compartimentation de la masse d'eau lacustre reflète des différences, au sein d'un même lac, de degrés de confinement, ce qui se traduit par des différences d'« âges » (temps de rétention hydraulique, noté TRH). Dans le Léman, les couches de surface (0-50 m) ont un TRH de 2 ans, les couches de 50 à 100 m, un TRH de 10 ans et celles du fond (< 250 m), un TRH de 20 ans. L'existence de zones à TRH élevé entraîne potentiellement une difficulté de restauration de la qualité chimique des masses d'eau et pourrait créer des secteurs particuliers d'exposition en intensité et en durée aux polluants.

La zone benthique

Bien que peu importante en volume dans les grands lacs, la zone benthique a un rôle fonctionnel essentiel dans l'écosystème lacustre. Elle est majoritairement constituée de sédiments accumulés au fil du temps, soit par apport de matières depuis l'extérieur (bassin versant, vent), soit par sédimentation des matières organiques produites par le lac. Une intense activité microbienne impliquant majoritairement virus, bactéries et archées s'y développe, d'où le rôle clé de ce compartiment dans les cycles élémentaires du carbone (dégradation et minéralisation de la matière organique, production de gaz à effet de serre), de l'azote et du phosphore. La zone benthique a également une fonction d'accumulateur pour le phosphore et pour nombre de contaminants, au premier rang desquels les éléments-traces métalliques (ETM), des composés organiques hydrophobes (HAP[9], PCB), des résidus médicamenteux et des pesticides, souvent fixés dans les fractions minérales fines et organiques des sédiments. Cependant, même associée à la phase solide, une part des nutriments phosphatés et des contaminants reste biodisponible pour la biocénose benthique et/ou est potentiellement remobilisable et transférable vers la colonne d'eau *via* des transferts biotiques et/ou abiotiques.

9. Les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) sont des composants naturels du charbon et du pétrole ou qui sont issus de la combustion de matières organiques comme le bois, le tabac, les carburants.

La zone benthique joue donc souvent un double jeu en étant à la fois un puits et une source de pollution. L'intensité relative de ces fonctions inverses dépend des conditions physiques et biochimiques régnant à l'interface eau-sédiment (pH, potentiel d'oxydo-réduction, température, force ionique) et de la présence d'invertébrés fouisseurs (bioturbations). Oxygénée, cette interface limite fortement les transferts de phosphore dissous des premières couches de sédiments vers la colonne d'eau. Ce blocage cède en cas d'anoxie ; un flux significatif de ce composé provenant des stocks sédimentaires est alors relargué dans le lac. Si le milieu pélagique est très pauvre en phosphore, cet apport peut être bénéfique à la productivité mais, et c'est un cas fréquent, si ce flux ajoute du phosphore à un milieu déjà suffisamment pourvu par des apports extra-lacustres, ce surplus est alors une charge polluante interne (voir « Les maladies de civilisation les plus courantes des grands lacs », p. 55). La réincorporation dans l'écosystème pélagique à partir des stocks sédimentaires peut aussi concerner d'autres éléments, comme le mercure, transformé par des bactéries du sédiment en méthyle-mercure soluble et mobile, et sous cette forme bioconcentrable.

DES INTÉGRATEURS ENVIRONNEMENTAUX GÉNÉRALISTES

Les grands lacs sont des intégrateurs reconnus des changements environnementaux. L'intégration est à la fois spatiale, temporelle et multi-échelle ; elle concerne les effets cumulés de pressions, notamment anthropiques, locales, régionales et planétaires (Schindler, 2009 ; Williamson *et al.*, 2008). La fonction intégratrice résulte de réponses écosystémiques aux changements environnementaux affectant les relations lac-bassin versant-atmosphère et lac-société. Les archives paléolimnologiques témoignent bien de cette propriété des grands lacs à se transformer sous l'effet de perturbations environnementales diverses (Jenny *et al.*, 2020). Un premier niveau d'intégration des conditions de l'environnement est assuré par le plan d'eau lui-même, comme récepteur direct de flux atmosphériques et comme support d'activités humaines spécifiques.

Relations atmosphère-plan d'eau

La pluie et les dépôts secs peuvent constituer une entrée directe significative dans l'écosystème, notamment en zone pélagique, de certains types de polluants propagés par des flux atmosphériques à partir de sources de proximité ou plus lointaines, régionales, voire continentales, toutes situées dans le « bassin aérien » du lac[10]. Pour l'Environmental Protection Agency (EPA, agence gouvernementale des États-Unis pour l'environnement), l'air est actuellement une des sources majeures de polluants chimiques menaçant la santé des grands lacs américains. Dès les années 1970, il a été démontré que la contamination en PCB du lac Michigan résultait principalement de dépôts atmosphériques produits par la pollution des mégapoles voisines (Rossmann, 2006). Depuis, la contamination aux PCB, ces produits strictement anthropiques, est devenue universelle, du fait de transferts atmosphériques à longue distance qui déconnectent totalement la pollution des lieux de production et d'utilisation du polluant. Le lac d'Annecy et quelques lacs de haute montagne dans les Alpes, éloignés des lieux de production de PCB, constituent d'ailleurs des références pour l'étude des mécanismes de transfert et de captation de ces polluants (Naffrechoux *et al.*, 2015).

Plusieurs autres cas de pollutions de grands lacs liés à des transferts aériens sont bien documentés :
– ce sont les retombées de poussières chargées de phosphore provenant de l'érosion de sols déforestés qui pilotent le fonctionnement trophique du compartiment pélagique du gigantesque lac Victoria (encadré 2) ;
– les apports atmosphériques sont connus comme une composante importante de la plupart des bilans de contamination aux métaux (poussières et particules issues de l'industrie) et l'agent quasi exclusif des phénomènes d'acidification (voir chapitre 2).

Les échanges thermiques sont un autre aspect important des relations plan d'eau-atmosphère : ils mettent le fonctionnement du lac en prise directe avec la déclinaison locale du changement climatique planétaire (nous reviendrons ultérieurement sur ces

10. Par homologie avec le *watershed* anglo-saxon (bassin versant, en français), on parle de bassin aérien (*airshed*) pour définir la zone d'influence atmosphérique du lac.

aspects au chapitre 2) et réalisent un effet en retour du plan d'eau, s'il est vaste, sur le climat local.

Pressions directes et usages du lac

Le plan d'eau subit des pressions directes liées aux usages visant à en extraire des ressources et/ou des services récréatifs. Sont ainsi principalement extraits des flux d'eau (pour l'eau potable ou d'arrosage, la récupération de l'énergie contenue dans cette eau), des matières minérales (sables, graviers) et des organismes (en particulier les poissons, par la pêche). Les pratiques mises en œuvre sont souvent accompagnées de perturbations dues à la navigation, au matériel utilisé et aux divers dispositifs destinés à mettre en œuvre ces usages, d'où un lien fort entre type d'usage et degré d'artificialisation du littoral (ports, hydrocarbures, bruit).

Transferts de pression entre bassin versant et lac

La capacité d'intégration environnementale des lacs s'étend, bien au-delà de leur littoral, à tout le territoire qui les alimente en eau et constitue leur bassin versant. Le bassin versant représente un assemblage hydrologique d'écosystèmes, et souvent d'activités humaines, qui produit et transfère des flux hydrochimiques, polluants compris, dont le lac est le réceptacle. L'état des lacs dépend de la qualité et de l'intensité de ces flux et constitue donc une réponse du lac à la pression polluante de tout un territoire. Dans le cas des grands lacs, cette intégration s'effectue sur une échelle au minimum supérieure à plusieurs milliers de kilomètres carrés.

La connaissance des flux hydrochimiques permet de cadrer de façon très générale la typologie des relations lac-bassin versant. Elle est basée sur des dispositifs de mesures et d'études de processus constitués par des sous-bassins de taille relativement réduite pour des raisons opérationnelles (de la dizaine à la centaine de kilomètres carrés). Il s'agit souvent de bassins choisis pour caractériser une utilisation spécifique des sols (zone céréalière, zone d'élevage, zone urbaine, etc.) ou une combinaison d'utilisations constituant un « mode d'occupation des sols » représentatif d'un territoire (zone rurale, périurbaine, etc.). Les acquis obtenus servent de base à des modélisations applicables à de grands bassins et peuvent permettre l'interprétation des bilans mesurés aux exutoires d'affluents majeurs des grands lacs.

Les bilans hydriques et chimiques montrent que, dans les cas les plus courants, les transferts bassin-lac passent pour l'essentiel par les affluents. Les eaux de surface sont le routage principal des transferts vers le lac, pour la plupart des composés déterminant la chimie de ses eaux et les risques de pollution. Les flux en cause varient en intensité, en régime et en composition, selon la position géographique, la nature géologique, l'hydrogéologie, les types de sols, l'occupation des sols et le système d'activités humaines du bassin versant concerné. Toutes ces caractéristiques sont les facteurs de contrôle (figure 4) de l'ensemble des processus qui déterminent la qualité des eaux fournies aux lacs : processus naturels, physico-chimiques (altération, érosion, lessivage, abrasion, etc.), hydrologiques (pluviosité, écoulements, transferts, etc.), écosystémiques (production végétale, humification, dénitrification, etc.) et anthropiques (usages et assainissement des eaux, pratiques agricoles, urbanisation, productions de biens, stockage de déchets, etc.).

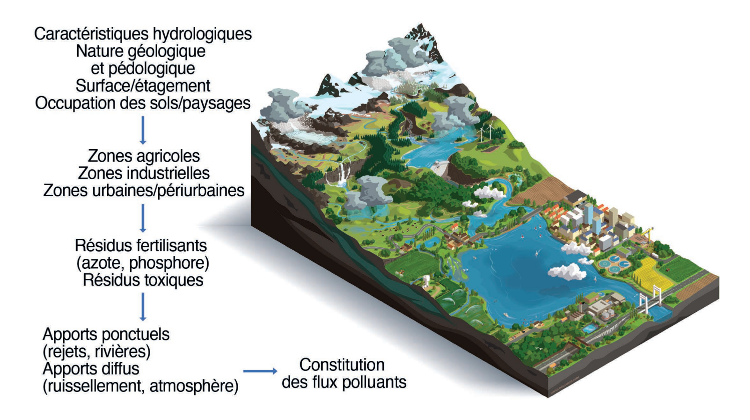


Figure 4. Organisation des facteurs naturels et anthropiques à l'origine des flux d'éléments, dont des contaminants, transférés du bassin versant vers les lacs.

Un bassin versant est l'espace géographique transformant un signal « pluie » entrant en un signal « débit » sortant à son exutoire et associant le « métabolisme » naturel et anthropique d'un territoire à une qualité d'eau. Selon l'occupation des sols (zones agricoles, industrielles, urbaines, etc.), la nature des flux polluants produits par le territoire bassin versant varie, et leur intégration dans l'écosystème lacustre se traduit par des réponses écologiques diverses.

ENCADRÉ 2. L'EUTROPHISATION DU LAC VICTORIA : DÉCOUPLAGE DES SOURCES POLLUANTES ENTRE BAIES ET ZONE PÉLAGIQUE

Le lac Victoria (66 800 km^2, Kenya, Ouganda, Tanzanie) est considéré depuis plusieurs années comme eutrophisé et pollué, en particulier par le phosphore et l'azote. Ces nutriments sont essentiellement issus des différentes facettes du développement urbain et périurbain, en pleine expansion depuis quelques dizaines d'années (densification de la population, défrichage, déboisement, assèchement de marais côtiers) (figure 5). Les pressions anthropiques ne sont cependant pas uniformément distribuées le long des côtes. Les baies et les golfes sont nettement plus impactés par l'eutrophisation que la zone centrale du lac : ce sont les lieux privilégiés du développement urbain et les réceptacles de fortes pollutions localisées, issues de villes dont le traitement des eaux usées est très insuffisant, voire absent (par exemple, golfes de Kampala et de Jinja en Ouganda, baie de Kisumu au Kenya, baie de Mwanza en Tanzanie). Il s'ensuit des proliférations quasi permanentes de cyanobactéries dont des souches produisant des toxines, des proliférations de jacinthe d'eau, une anoxie des fonds, des mortalités piscicoles et le développement de micro-organismes pathogènes. Ces perturbations entraînent donc non seulement de fortes pertes d'usage du milieu pour la population, mais aussi des risques sanitaires élevés.

La situation en zone pélagique est bien différente : si l'eutrophisation y est également en augmentation, l'origine du phosphore responsable est différente, comme l'ont montré les recherches de Scheren *et al.* (2000). D'après ces travaux, les apports en nutriments phosphatés à la zone de pleine eau du lac proviennent presque exclusivement des dépôts atmosphériques. L'impact des apports domestiques et industriels y serait limité, représentant moins de 10 % du total de l'azote et du phosphore, la charge en nutriments due aux rejets d'eaux usées restant concentrée dans les golfes et les baies. Le lac Victoria est, en dépit de sa taille gigantesque, en voie de bouleversement complet à cause de ces divers flux et plus généralement de l'activité humaine (Paugy et Lévêque, 2018).

.../...

…/…

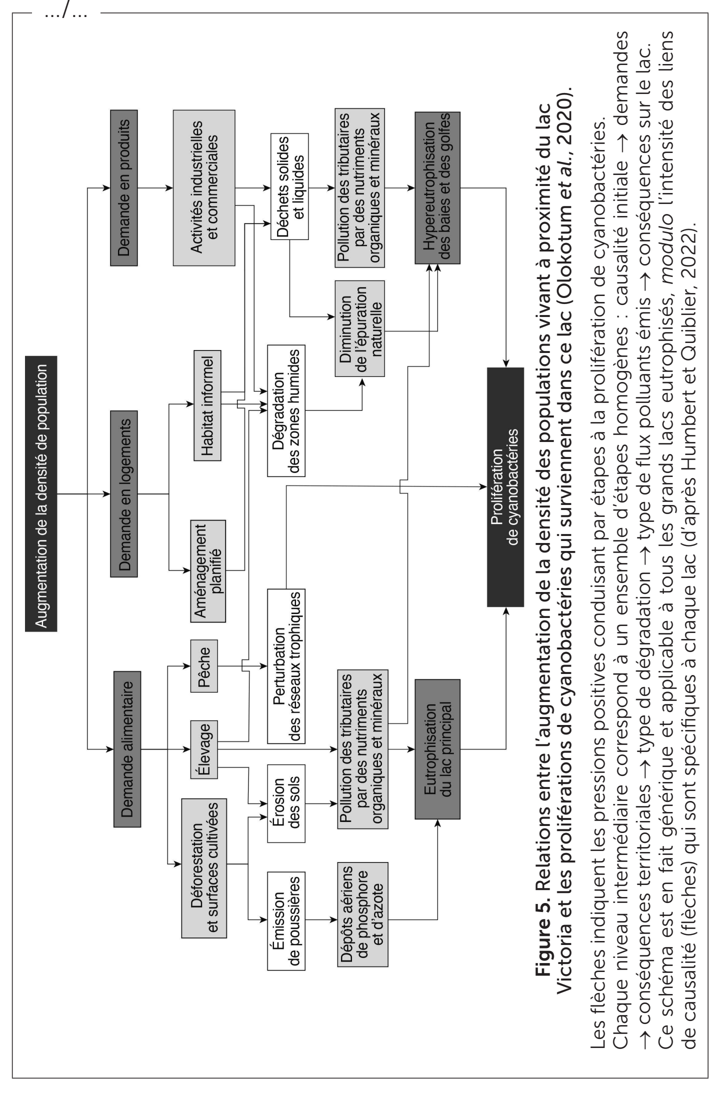


Figure 5. Relations entre l'augmentation de la densité des populations vivant à proximité du lac Victoria et les proliférations de cyanobactéries qui surviennent dans ce lac (Olokotum *et al.*, 2020).

Les flèches indiquent les pressions positives conduisant par étapes à la prolifération de cyanobactéries. Chaque niveau intermédiaire correspond à un ensemble d'étapes homogènes : causalité initiale → demandes → conséquences territoriales → type de dégradation → type de flux polluants émis → conséquences sur le lac. Ce schéma est en fait générique et applicable à tous les grands lacs eutrophisés, *modulo* l'intensité des liens de causalité (flèches) qui sont spécifiques à chaque lac (d'après Humbert et Quiblier, 2022).

Dans le détail, la composition chimique de base des eaux (calcium, magnésium, strontium) est peu influencée par les activités humaines : les concentrations en cause restent toujours

au niveau du bruit de fond géochimique et reflètent la géologie, les conditions d'altération des roches et les chemins de l'eau. À l'inverse, certains composants naturels, dont les nutriments et les ETM ou encore les chlorures, varient largement au-delà du niveau de fond dès que le bassin versant s'anthropise. Les spécificités de composition chimique ou de ratios entre éléments nutritifs (stœchiométrie) qui en découlent sont liées au mode d'occupation des sols. Il en est de même pour la charge en micropolluants organiques. Finalement, à l'exutoire, on enregistre une signature hydrochimique multiparamètre différente selon les types de bassins versants, avec le cas échéant une charge polluante plus ou moins spécifique et contraignante pour le fonctionnement des lacs récepteurs (figure 4). Les quelques exemples types présentés ci-dessous se réfèrent à une bibliographie essentiellement européenne et nord-américaine.

Bassins forestiers et ruraux

Les eaux produites par les bassins forestiers sont, sauf événements exceptionnels (incendies, coupes à blanc, etc.), proches du bruit de fond naturel pour toutes leurs composantes chimiques. À l'inverse, les bassins ruraux « traditionnels » (polyculture-élevage, villages et une occupation des sols non entièrement artificialisée) présentent encore fréquemment des signatures hydrochimiques anthropisées par trop de rejets dans le réseau hydrographique d'eaux usées domestiques et agricoles. Cette pollution provient de sources très localisées spatialement (tuyaux issus d'habitations ou d'ateliers divers) ; sa production est indépendante des épisodes pluvieux et se fait au rythme des activités humaines : ce type d'émission est qualifié de « pollution d'origine ponctuelle ». Le même qualificatif décrit les rejets d'eaux usées de l'industrie.

La pollution ponctuelle, quel qu'en soit le producteur, est de mieux en mieux collectée et traitée, mais jamais sans flux résiduel ni risque de rejets directs lors d'orages. Sa composition, sa teneur en nutriments dissous et son intensité moyenne dépendent de la pression exercée par les activités humaines (densité de population, type d'installations d'élevage, etc.) et des performances du système d'assainissement en place (collecte et traitement). À l'exutoire, au niveau du lac, le cumul à la fois des rejets après

traitement et des sources ponctuelles non traitées de tout le bassin versant (figure 4) se traduit en général par des teneurs en étiage et des flux annuels par hectare relativement élevés en nutriments phosphatés dissous, et par des contaminations microbiennes. En conséquence, dans le contexte européen, le mode d'occupation des sols rural traditionnel, malgré ses paysages paisibles, n'est pas sans risque pour les lacs situés à l'aval en ce qui concerne l'eutrophisation (voir « Les maladies de civilisation les plus courantes des grands lacs », p. 55).

Bassins à agriculture intensifiée

Les bassins agricoles voués à l'élevage intensif et/ou à des cultures intensives produisent souvent des flux hydriques massifs d'azote (surtout nitrate) et de phosphore, avec en accompagnement un cocktail varié de micropolluants (dont des pesticides), le tout transféré au réseau hydrographique en période pluvieuse, à la suite d'écoulements sur et/ou dans des sols. Les flux polluants ainsi émis sont rattachés à la catégorie des « flux d'origine diffuse ». Ils sont potentiellement à risque pour les milieux récepteurs lacustres en raison d'une double pression trophique et écotoxicologique. L'hétérogénéité du paysage agricole est un facteur d'atténuation des pollutions agricoles d'origine diffuse. Haies, bandes herbeuses, marais, prairies fonctionnent en effet souvent comme des « zones tampons » (encadré 3), interceptant une partie des flux diffus en cours de transfert. Le stockage ainsi créé a cependant des limites et reste à gérer dans la durée.

Bassins urbains

Un autre exemple de signature et d'impact type est celui des bassins urbains, très présents autour des grands lacs. Si les villes des pays développés sont, la plupart du temps, munies d'un système de collecte et d'assainissement performant des eaux usées, les nuisances pour le lac récepteur découlent, en dehors de défaillances des stations d'épuration et des rejets résiduels après traitement, de flux chroniques de polluants d'origine diffuse (hydrocarbures, ETM, microplastiques, etc.). Cette pollution diffuse est discrète, sous-estimée, produite un peu partout dans l'espace en période de pluie par l'action abrasive et lessivante des écoulements sur les constructions,

les toits, les parkings et les routes, etc. L'absence d'infiltration dans de véritables sols, ce qui caractérise les villes, laisse la pluie, par ailleurs chargée de polluants atmosphériques, ruisseler sans la moindre possibilité de filtration. Dans un avenir proche, les flux polluants urbains d'origine diffuse constitueront probablement un des stress majeurs de la plupart des grands lacs d'Europe.

Au-delà des cas types présentés précédemment, toutes les transitions sont possibles. Elles associent des émissions, plus ou moins spécifiques dans leurs modalités et/ou leur nature et/ou leurs intensités, avec l'infinie variabilité de l'occupation des sols et des paysages. Dans beaucoup de cas documentés scientifiquement, la dégradation des grands lacs par la pollution a actuellement pour origine principale les activités humaines dans leur bassin versant. La solution à de nombreux problèmes de qualité des eaux de ces lacs se trouve donc dans une gestion volontariste de leurs vastes bassins versants. C'est là où se trouvent les principales marges de manœuvre politique disponibles à l'échelle locale, pour des actions dont l'efficacité, avant de se mesurer dans le lac, s'anticipe en amont par un suivi des affluents et de l'occupation des sols du bassin versant.

Relations remontantes, de l'aval vers l'amont

Certains types de flux associés au système grand lac-bassin versant sont « remontants », c'est-à-dire orientés en sens inverse des écoulements d'eau. Ils transfèrent de l'aval à l'amont, donc des lacs vers leurs bassins versants et des fleuves aval vers les lacs qui les alimentent, soit de la matière (*via* un porteur animal), soit des informations sociétales pilotant des activités humaines (perceptions et données scientifiques). Ils participent à la dynamique globale du système et compliquent souvent l'équation de sa gestion.

Les flux d'informations sur l'état du lac et sa capacité à fournir des services sont des régulateurs du développement socio-économique du territoire hydrologiquement connecté au lac et donc comptables de l'état de celui-ci. L'aménagement et l'occupation des sols de ce territoire sont soit stimulés – le lac est en bon état, attractif, une large zone y trouve un ressort majeur pour son développement –, soit soumis à des contraintes – l'état du plan d'eau est dégradé et impose une maîtrise des pollutions dans tout le bassin, ce qui place

le développement de tout le territoire sous contrainte environnementale. Dans ce dernier cas, l'équation de la gestion est compliquée, car elle suppose d'appliquer des réglementations limitatives, générant des manques à gagner et des surcoûts, à un ensemble de territoires éloignés et ne tirant aucun bénéfice direct du lac.

La même difficulté de gestion peut exister entre un grand lac et son fleuve aval. Les usages de l'eau à l'aval du lac, en particulier dans le couloir fluvial, se sont développés en bénéficiant d'une régulation hydrologique en quantité et en qualité due au lac. Il est probable qu'il existe une pression en retour des activités de l'aval sur la gestion hydraulique du plan d'eau pour assurer la stabilité des ressources en eau et maintenir un cadre favorable aux activités (voir, « Le syndrome du changement climatique », p. 67).

Les échanges à contre-courant mobilisent aussi des flux de matières transférés par des animaux réalisant leurs cycles de vie, en se déplaçant de l'aval vers le lac et du lac vers ses affluents. C'est le cas des migrations remontantes de poissons, comme la truite de lac (*Salmo trutta*) du Léman qui remonte dans ses affluents pour pondre. Les migrations emblématiques de saumons (*Oncorhynchus nerka*) portent des flux de retour de phosphore et d'azote, et de polluants, notamment de PCB. Ces flux inverses, nutritifs ou polluants, sont significatifs dans les bilans de certains grands lacs peu anthropisés comme le lac Iliamna (2 622 km²) en Alaska (Krümmel *et al.*, 2003).

L'intégration environnementale : une logique pression-réponse

L'intégration spatiale des pressions environnementales directes et indirectes par les lacs résulte des réponses de l'écosystème à un cumul de flux, de natures et d'origines diverses, souvent transmis par des écoulements d'air ou d'eau ou par des pratiques, et induisant des atteintes à ses pouvoirs tampons, à sa biodiversité, à sa productivité. C'est cette relation pression-réponse, en général non linéaire, qui met l'état du grand lac en résonance avec le développement socio-économique des vastes territoires auxquels l'écosystème lacustre est connecté.

La dynamique est aussi temporelle : les signaux environnementaux ont besoin de temps pour forcer l'écosystème, et ce d'autant plus

que les masses d'eau ont des temps de séjour importants. En fait, c'est le trio intensité-durée-fréquence des pressions qui compte pour déterminer la gamme des réponses, souvent en cascade, de l'écosystème (Carpenter *et al.*, 2011 ; Nõges *et al.*, 2016).

Les réponses se révèlent par des changements d'états plus ou moins structurants :
– transformations physiques et chimiques (chimie de l'eau, régime thermique, marnages), réponses métaboliques ou phénologiques d'espèces, modifications d'habitats (anoxies, balance acide-base, charge nutritive, écotoxicité) ;
– transformations trophiques et de biodiversité (productivités, réorganisations de structures biotiques, déclin d'espèces types, réarrangement des communautés, explosion de certaines populations, etc.) ;
– parfois bioaccumulations de polluants au sommet des réseaux trophiques.

Les réponses se propagent souvent jusqu'aux sédiments benthiques, ce qui confère à ce compartiment le rôle d'archive et la capacité de stocker des espèces chimiques pour, dans certaines circonstances, les relarguer vers la colonne d'eau, créant une charge dite « interne » de nutriments (voir « La zone benthique », p. 23) et de polluants (contaminants, gaz à effet de serre produits par le métabolisme sédimentaire).

DES CHANGEMENTS D'ÉTAT PARTICULIÈREMENT LENTS ET DURABLES

La masse d'eau des grands lacs et le « pouvoir tampon » (encadré 3) physique, chimique et biologique qui en résulte favorisent la stabilité de ces écosystèmes. Cette propriété se manifeste notamment par une atténuation (efficace jusqu'à un certain point) de la variabilité des conditions écologiques moyennes interannuelles (régimes thermiques, teneurs en nutriments, contaminations, etc.). L'existence de fonctionnements stabilisateurs n'est pas une exclusivité des grands lacs, mais la grande taille amplifie ces phénomènes au point de faire de la lenteur des changements d'état un trait clé de ces écosystèmes et une difficulté

majeure pour leur gestion et leur réhabilitation. Dégradation ou restauration d'état sont toujours le produit d'une longue trajectoire faite de pertes ou de gains de résilience du système dus à des cumuls ou à des levées de stress portés au système.

ENCADRÉ 3. POUVOIR TAMPON

La notion de pouvoir tampon est définie en chimie par la capacité d'une solution à stabiliser son pH. Par analogie, on considère ici que le pouvoir tampon d'un système écologique exprime sa capacité à maintenir son état et ses fonctions face à la variabilité des forçages, quelle que soit leur nature (thermique, hydrique, chimique, biologique, etc.). La capacité à maintenir son état, comme celle de retrouver un état et des fonctions après une phase de perturbation (ou résilience), est pour les objets écologiques (populations, peuplements, écosystèmes) très liée à leur biodiversité et à la redondance fonctionnelle au sein de celle-ci. Au niveau de l'écosystème, la biodiversité permet de diluer le stress sur un ensemble d'espèces à mêmes fonctions et de compenser les pertes en réorganisant le système et ses fonctions autour des espèces plus résistantes.

La notion de pouvoir tampon peut aussi servir pour caractériser des entités paysagères (marécages, bassins versants), ou encore des lacs, dans leur relation avec les flux hydrochimiques qui les traversent. Sont alors prises en compte les transformations, par le système paysager considéré, du signal hydrochimique d'entrée en un signal de sortie. Concrètement, le signal consiste en des relations débit/concentrations et des régimes ou des bilans de flux. Si le système possède un pouvoir tampon, celui-ci s'exprime par une baisse de puissance du signal transmis, soit par une suppression du signal de sortie (par exemple, en sortie de lac, quasiment pas de matière en suspension terrigène*), soit par une baisse d'intensité moyenne du signal (concentration ou flux), de ses maxima (en sortie de lac, baisse des teneurs en nutriments, etc.) ou de sa variabilité (écrêtage de crue).

* « Comme le Rhône qui traverse le lac Léman, et qui est de fange en y entrant, et d'azur en en sortant » (Victor Hugo, 1874, *Quatrevingt-treize*).

Exposés à des stress anthropiques de fortes intensités et durées, par exemple des apports excessifs récurrents de nutriments, les écosystèmes des grands lacs finissent malgré tout par se

transformer, parfois radicalement, voire de façon quasi irréversible. Les trajectoires de transformations sont souvent multidécennales : l'exposition aux stress s'inscrit dans des temporalités relativement longues, combinant le temps de développement des activités humaines en cause, le temps de séjour de l'eau et le temps de propagation des effets biologiques sur les générations d'organismes lacustres dans un « tissu vivant » complexe. À tout ceci s'ajoutent d'éventuelles inerties dues au pouvoir tampon global de l'écosystème. La trajectoire inverse, dépollution ou restauration, est soumise aux mêmes inerties temporelles[11].

La trajectoire de changement d'état, bien que globalement lente, peut se finaliser par une bifurcation relativement brutale d'un état à un autre, à partir d'un point de bascule (*tipping point*) qui se matérialise par des évolutions massives, réalisées sur des pas de temps courts, survenant une fois suffisamment de contraintes accumulées et la résilience du système épuisée. Les travaux théoriques et expérimentaux récents sur de petits lacs suggèrent que ces virages relativement brutaux et puissants sont difficilement réversibles, voire irréversibles, et qu'ils sont annoncés par une variabilité et une lenteur de récupération accrue du système (Scheffer *et al.*, 2015).

L'hydrodynamique particulière des grands lacs et leur hétérogénéité favorisent la spatialisation de ces dynamiques, en créant des zones critiques plus sensibles, plus exposées aux changements d'état, et à partir desquelles des perturbations peuvent se propager. Les baies et les fjords, milieux côtiers confinés à faible connexion hydraulique avec les zones centrales pélagiques des grands lacs, sont des lieux où des stress peuvent s'exercer de façon plus marquée et modifier plus rapidement une sous-partie de l'écosystème lacustre. C'est en particulier le cas si une activité humaine plus intense se développe dans ces baies ou sur un sous-bassin versant correspondant (urbanisation, pisciculture

11. Il est souvent observé que la restauration est plus lente (effet d'hystérésis). L'inertie supplémentaire en cause peut avoir pour origine le déstockage de contaminants accumulés dans les sédiments pendant la phase de pollution. Des phénomènes biotiques sont aussi à considérer pour expliquer la résistance à la transformation restauratrice. À noter, enfin, que la biodiversité restaurée est différente de la situation initiale préperturbation.

intensive, intensification agro-industrielle du sous-bassin). Le lac Victoria est typique de cette situation dans de nombreuses baies (encadré 2).

Dans un tout autre contexte, souvent en raison d'un héritage sédimentaire très pollué dû au lourd passé industriel régional, de nombreuses baies des grands lacs d'Amérique du Nord sont considérées comme des points chauds de pollution. Des structurations physiques de la masse d'eau pélagique peuvent avoir ce même effet de créer des zones particulièrement actives et anticipant des changements d'état plus globaux. Ainsi, en climat tempéré, la stratification estivale de la masse d'eau lacustre isole et autonomise les couches d'eau du lac, ce qui modifie les conditions d'exposition à certains facteurs de stress en appliquant ceux-ci sur des volumes réactionnels moindres et donc à moindre pouvoir tampon. C'est le cas pour les effets du réchauffement climatique : ils se surexpriment en été dans la couche de surface (voir chapitre 2) et peuvent restreindre la déstratification hivernale, empêchant alors le mélange de couches d'eau entre surface et fond. Or, dans les lacs monomictiques ou polymictiques[12], ce mélange des eaux est écologiquement important car il permet une redistribution assez rapide (en quelques jours à quelques semaines) de nutriments et d'oxygène entre couches de surface et couches de fond (voir « La zone benthique », p. 23).

UNE VALEUR ESSENTIELLE POUR L'HUMANITÉ : LES MULTIPLES SERVICES RENDUS PAR LES GRANDS LACS

Une large population mondiale bénéficie des divers services écosystémiques (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011) rendus par les grands lacs (tableaux 1 et 2). Cet ensemble de plans d'eau, qui représente environ 90 % du volume total d'eau de tous les lacs de la planète, est une source d'eau potable pour des centaines de millions de personnes et un énorme réservoir pour l'irrigation. Les cinq plus grands lacs (Michigan, Supérieur, Victoria,

12. Se dit d'un lac dont les eaux se mélangent une fois (mono) ou plusieurs fois (poly) par an.

Tanganyika, Baïkal) cumulent à eux seuls la moitié de l'eau douce disponible sur Terre, une ressource d'autant plus critique que la sécheresse s'étend du fait du changement climatique et que les besoins en eau s'accroissent en lien avec l'urbanisation, la démographie et l'intensification agricole.

Tableau 1. Services écosystémiques rendus par les grands lacs et exemples spécifiques.

Services écosystémiques	Exemples
Services d'approvisionnement	Alimentation, eau potable, eau industrielle, hydroélectricité, eau pour navigation, ressources génétiques, ressources médicinales, matériaux de construction (sable, etc.)
Services de régulation	Régulation des débits, régulation du climat local, régulation de la qualité de l'eau (processus biochimiques, filtration biotique), transfert ou séquestration des éléments, régulation de risques naturels
Services de soutien	Habitats des espèces (végétaux et animaux), maintien de la faune et de la flore aquatiques (des micro-organismes aux macro-organismes), zone critique de biodiversité, productions primaire et piscicole, soutien pour les espèces migratrices (avifaune)
Services culturels	Esthétique, espace récréatif multi-usages, sources d'inspirations (culturelle et artistique), expérience spirituelle, développement cognitif et scientifique

Services d'approvisionnement

En plus de la ressource en eau, les grands lacs fournissent aussi des ressources alimentaires pour les populations humaines (poissons, batraciens, crustacés, végétaux). Dans les pays du Sud, il s'agit souvent d'une composante majeure du régime alimentaire, voire de l'économie des populations riveraines. C'est le cas pour les grands lacs africains (Victoria, Tanganyika, Malawi, Kivu, etc.), dont les pêcheries commerciales et artisanales produisent plus de 125 millions de tonnes de poisson, destinées au marché local mais aussi à l'exportation (Sterner *et al.*, 2020). Les pêcheries d'eau douce procurent une source de protéines et d'autres nutriments pour au minimum 200 millions de personnes (Freitas, 2021). La concurrence entre ces deux débouchés de la pêche peut parfois devenir un enjeu de société, comme dans le cas médiatisé du

lac Victoria et de sa perche du Nil (*Lates niloticus*), (Paugy et Lévêque, 2007). Les lacs sont aussi des lieux appropriés pour l'aquaculture, considérée comme une source d'avenir de protéines et d'emplois (Jia *et al.*, 2015).

Tableau 2. Services rendus par les grands lacs pour l'observation scientifique de la trajectoire de l'environnement terrestre à l'échelle continentale et mondiale.

Services liés à l'observation scientifique	Principales fonctions concernées	Caractéristiques associées
Intégrateur du système terrestre	Régulation atmosphérique et climatique (locale et régionale), récepteurs des flux d'eau, rôle tampon pour la qualité de l'eau et le transfert de pollution vers l'aval, stockage de matières particulaires et réacteur biogéochimique (érosion, circulation du carbone et des nutriments), usage et modes d'occupation du sol du bassin versant	Surface, volume, longueur de rive du lac, bassin versant, position dans les systèmes fluviaux et bioclimatiques
Laboratoire naturel	Fonctionnement du système lacustre, processus fondamentaux (hydrologique, chimique et biologique) ; paléolimnologie ; réponse des écosystèmes à des perturbations naturelles ou anthropogéniques ; restauration écosystémique, interactions entre pressions locales et globales, etc.	Profondeur, âge, origine, morphologie, ratio bassin versant/lac, temps de résidence de l'eau, salinité, chimisme des eaux, microbiologie, endémisme, colonisation des espèces, etc.
Sentinelle des changements locaux et globaux	Surveillance de l'impact climatique et humain sur les biotes, habitats, cycles physiques et géochimiques, et usages	Longueur de la série temporelle des registres hydrologiques, thermiques, chimiques, écologiques et paléolimnologiques ; position dans la biosphère
Archives naturelles de l'histoire humaine	Anthropocène, témoin de l'histoire humaine, interaction entre société et nature, changement de la perception de la valeur des lacs et des bassins versants	Population riveraine, mode de gestion des eaux usées, approvisionnement en eau potable, ressources économiques liées au lac ; registres historiques documentés, évidence de la valeur spirituelle passé/présent

Dans le contexte de la transition écologique, les lacs peuvent soutenir l'émergence de productions énergétiques alternatives comme l'hydrothermie (par exemple, à Genève, de nombreux bâtiments sont chauffés ou refroidis grâce à l'eau du Léman) ou encore, mais de façon plus anecdotique, l'éolien offshore (par exemple, le parc éolien offshore présent dans le lac Érié, Canada, États-Unis). Les impacts sur l'écosystème de la multiplication de ces dispositifs fournisseurs d'énergie, qui modifient localement l'état physique du lac, restent toutefois à évaluer.

Services de régulation et de soutien

Aucun des services évoqués précédemment ne serait possible sans l'action discrète, opiniâtre et « bénévole » des fonctionnements de l'écosystème qualifiés de « services de régulation ». Ils sont en grande partie réalisés par les communautés de micro-organismes et plus largement par l'ensemble du biote lacustre. Ils assurent le bon état des habitats, les cycles des espèces, la biogéochimie, la biodiversité, atténuent les effets d'événements climatiques extrêmes et les perturbations polluantes. Ils contribuent au maintien de la qualité des eaux et des milieux par assimilation biochimique de certains déchets, filtration, décantation ou dilution. La capacité de résistance et le pouvoir tampon de l'écosystème qui résulte des services de régulation constituent un bien commun non solvable, trop rarement évalué et pris en compte.

Services culturels et récréatifs

Les approvisionnements en eau, en énergie et en aliments ne sont pas les seuls services rendus par les grands lacs. Les services culturels, bien moins tangibles et assez sous-estimés, sont pourtant primordiaux : ils soutiennent l'identité et l'attachement au territoire et participent à son attractivité. Les lacs sont des lieux d'inspiration pour l'art, l'éducation et la science. Ce sont aussi des lieux de pratiques récréatives, d'activités sportives (pêche, plongée, voile, nage, patin à glace, etc.) et contemplatives dont l'importance pour la santé est reconnue. Ils ont également un rôle de mémoire et d'archives, mémoire sédimentaire qu'étudie la paléolimnologie, et lieux d'héritage historiques (par exemple, sites palafittiques, épaves). Ces fonctions sont des enjeux forts

et sensibles car ils sous-tendent le tourisme, une activité économique majeure pour certains territoires.

La qualité des eaux et des milieux, facteur limitant des services

Les services écosystémiques rendus varient selon le type de plan d'eau, les services de régulation associés et les possibilités d'accès au lac. Ils sont cependant globalement assujettis à un facteur limitant : la qualité des eaux et des milieux, et singulièrement celle du littoral (Baulaz *et al.*, 2021). C'est en perturbant la qualité de ses eaux et de ses milieux au-delà de ce que l'écosystème peut réguler que les activités humaines dégradent progressivement et en cascade l'offre de services écosystémiques d'un lac.

La qualité doit être comprise comme une caractéristique composite, multifactorielle et multifonctionnelle, agrégeant un ensemble de paramètres et décrivant l'état de l'habitat aquatique, en l'occurrence la composition physique, chimique et biologique du lac. Le nombre de paramètres à prendre en compte s'accroît avec la connaissance de la complexité du milieu et en réponse à la diversification des atteintes anthropiques au milieu. Les caractéristiques de qualité s'évaluent par comparaison à des normes et à des références sanitaires et écologiques. Parallèlement à cette observation scientifique de la qualité, il existe une « qualité perçue » (visuelle, olfactive) importante à considérer, variable selon les usagers, les catégories sociales et les modes d'accès au plan d'eau. La qualité est donc à la fois une construction scientifique, technique, et une construction sociale (Meybeck, 1990) (voir « Les observatoires limnologiques : des instruments indispensables », p. 43).

Le lien entre services et qualité devient évident pour les usagers concernés en cas de pollution provoquant la baisse de l'intensité d'un ou de plusieurs services, voire la perte totale de certains, comme les restrictions sur la pêche pour cause de contaminations des poissons par des PCB ou du mercure. L'objectif de la lutte contre la pollution, comme celui de la restauration des milieux et de la biodiversité, est *in fine* de retrouver des états de qualité compatibles avec les services attendus.

Dans le détail, chacun des services écosystémiques est plus ou moins étroitement et spécifiquement tributaire d'une ou plusieurs

composantes de la qualité de l'eau et des milieux, avec parfois des rétroactions du service sur la qualité. Ainsi, une contamination fécale influence peu le milieu écologique et ses régulations, mais gêne la fourniture d'eau potable, en augmente le coût, limite fortement les services récréatifs comme les sports d'eau et la baignade, et peut créer un problème général de santé publique et de perception du lac. La pêche fournit un cas plus complexe de lien entre services et qualité. Elle suppose des milieux et des eaux d'une bonne qualité adéquate pour le développement du cycle des poissons et pour sa qualité sanitaire. En retour, la pêche, par ses prises et pour le meilleur ou le pire, est un opérateur direct de la qualité du peuplement piscicole et, au-delà, de celle des eaux, les poissons contribuant à réguler l'écosystème et sa productivité (Jeppesen *et al.*, 2012a).

Enfin, il existe des services non écosystémiques, purement abiotiques, c'est-à-dire sans lien avec des processus écologiques, qui, dans le cadre des grands lacs, ont souvent des fonctions importantes, comme la navigation commerciale ou touristique, ou encore la fourniture d'énergie, d'eau d'irrigation ou de matériaux. De tels services ne sont pas totalement insensibles à la qualité de l'eau et des milieux, en témoignent les perturbations dues à la prolifération de certaines moules invasives sur les dispositifs intra-lacustres. Ils ne sont pas non plus sans impacts (infrastructures portuaires, hydrocarbures, bruits, etc.). À l'avenir, ils devraient prendre de l'ampleur, les grands lacs apparaissant comme une solution locale face à certaines pressions du changement climatique sur les sociétés riveraines et aux besoins de la transition énergétique.

Les services rendus construisent le territoire des lacs

Les services produits par les grands lacs construisent le territoire d'influence du lac (Baulaz *et al.*, 2021), c'est-à-dire une zone géographique assez vaste, différente du bassin versant, espace d'usage et de vécu selon Rudzewicz *et al.* (2020) où les activités et la culture se différencient et sont dynamisées par la proximité d'un grand plan d'eau. Allan *et al.* (2017) considèrent que cette aire de service représente en général une auréole périphérique large d'une dizaine de kilomètres dont la superficie se calque

sur la forme du lac. Environ 10 % de la population mondiale vit dans ces périphéries (Kummu *et al.*, 2011). Certains services sont cependant transférés bien au-delà de cette bande de 10 km. Ainsi, le lac Biwa (672 km^2, Japon) alimente *via* un aqueduc plus de 15 millions de personnes ; 45 millions de personnes vivent dans la périphérie de cinq grands lacs nord-américains (les lacs Laurentiens, 244 000 km^2, États-Unis et Canada) ; le lac Tchad (14 000 km^2, en bordure du Sahara, Tchad, Cameroun, Niger, Nigeria) dessert une population de plus de 30 millions d'habitants. Le lac alimente souvent un fleuve, et le service de régulation produit par le lac bénéficie à l'aval sous forme d'effets tampons sur les débits, la composition de l'eau et la régularité des usages (voir « La qualité des eaux et des milieux, facteur limitant des services », p. 41).

En bref

Finalement, un grand lac est associé à un ensemble de services tributaires et opérateurs de sa qualité des eaux et des milieux. Ces services sont distribués selon une géographie territoriale complexe qui va bien au-delà du littoral, définit une « aire de services » du lac qui ni ne recoupe ni n'englobe le bassin versant. Ce découplage entre bassin versant, aire majeure de production des flux hydrochimiques, polluants y compris, et aire de services est à l'origine de difficultés de gestion, voire de conflits potentiels entre pays si le grand lac est international et dans un contexte géopolitique conflictuel.

LES OBSERVATOIRES LIMNOLOGIQUES : DES INSTRUMENTS INDISPENSABLES

Un besoin de suivis à long terme

La connaissance des trajectoires d'état écologique est indispensable pour comprendre finement les évolutions lacustres dans un contexte de changement global et d'accroissement généralisé des pressions environnementales. L'enjeu est d'être en capacité d'orienter la gestion en fonction des évolutions observées (gestion dite « adaptative ») et d'élaborer des outils d'aide à la décision ajustés à la spécificité des situations de chaque lac.

Les suivis à long terme soutiennent ces ambitions opérationnelles. Ils portent sur un ensemble de variables d'état qui servent d'indicateurs pour caractériser le fonctionnement des divers compartiments et les dynamiques du système. Ces indicateurs sont agrégés en systèmes d'information dénommés « observatoires ». Malgré cette dénomination, les observatoires existants ont depuis longtemps cessé d'être purement descriptifs, même s'ils participent toujours à des gains quantitatifs de connaissance. Ils sont structurés autour d'hypothèses scientifiques relatives à l'écologie du système lacustre ou à sa modélisation. Les informations produites sont analysées régulièrement, soit dans le cadre de rapports de suivis, soit pour des projets de recherche ; elles sont confrontées sans cesse aux besoins et au retour d'expérience des opérateurs de la gestion. Une certaine itération entre scientifiques et gestionnaires est nécessaire pour développer, à partir des suivis et de leur analyse, une connaissance utile aux sociétés humaines.

Pour les grands lacs, la taille des masses d'eau, les cumuls d'effets, la multitude des liaisons entre composantes bio-physico-chimiques, le développement de processus à cinétiques lentes (Jarne, 2022), la longueur des trajectoires de dégradation ou de restauration, ainsi que les inévitables hétérogénéités spatiales du plan d'eau, accroissent les incertitudes des connaissances. Dans un tel contexte, définir l'état écologique global du système et en déchiffrer les évolutions temporelles, surtout à court terme, deviennent un exercice difficile.

De fait, nombre de questions de fond, communes à tous les observatoires lacustres, ont, dans le cas des grands lacs, un degré de complexité particulièrement élevé. Comment intégrer la variabilité spatiale et temporelle de toutes les caractéristiques d'état du plan d'eau ? Quels sont les signes précurseurs de changements (signaux d'alerte) ? Quelles analyses chimiques et biologiques peuvent aider à établir les causes majeures des évolutions observées ? Quels types de suivis doit-on mettre en place pour évaluer les bénéfices écologiques d'actions de restauration et les relations état-usage du lac ? Etc.

Toutes ces questions sous-tendent les choix à faire pour sélectionner et agréger les indicateurs et réaliser un observatoire permettant de décrire, y compris sur le long terme (pluridécennal), les trajectoires écologiques de grands lacs et de tracer des scénarios d'évolution. La décision publique nécessite de tels diagnostics d'état global, sur le court et le long terme, dans une perspective de gestion durable, mais elle repose aussi sur des données non scientifiques (acceptabilité sociale, équité, etc.). Ne mériteraient-elles pas des suivis ?

Les indicateurs, outils de base de l'observation

Les indicateurs sont construits à partir des variables d'état physico-chimiques et biologiques considérées comme pertinentes pour représenter les processus de transformation et d'évolution des lacs[13]. Les usages du lac peuvent aussi être pris en compte, notamment ceux qui génèrent des stress. Face au grand nombre d'indicateurs potentiels, une sélection préalable est nécessaire (encadré 4). Elle se fait en fonction des objectifs scientifiques de l'observatoire, des connaissances déjà acquises sur le fonctionnement du système observé, des facilités d'acquisition et de normalisation des mesures retenues, de leur souplesse d'agrégation et d'exploitation en vue de la gestion lacustre et enfin de leur transférabilité aux pouvoirs publics et aux citoyens (appropriation, intégration dans des tableaux de bord de suivis). Une normalisation de ces indicateurs existe au niveau européen[14]. Elle définit des seuils de qualité chimique et écologique qui placent chaque résultat dans une classe de qualité, de « mauvais » à « très bon », avec une gradation pour les variables d'état écologiques et une exclusion pour les dépassements de seuils, en particulier pour les contaminations par les micropolluants. La procédure s'applique à chaque indicateur qui est ensuite agrégé par étapes, pour finalement donner une évaluation de l'état global (figure 6).

---

13. Leur choix peut être modulé par leur faisabilité technique et leur coût.

14. DCE : https://www.ecologie.gouv.fr/gestion-leau-en-france

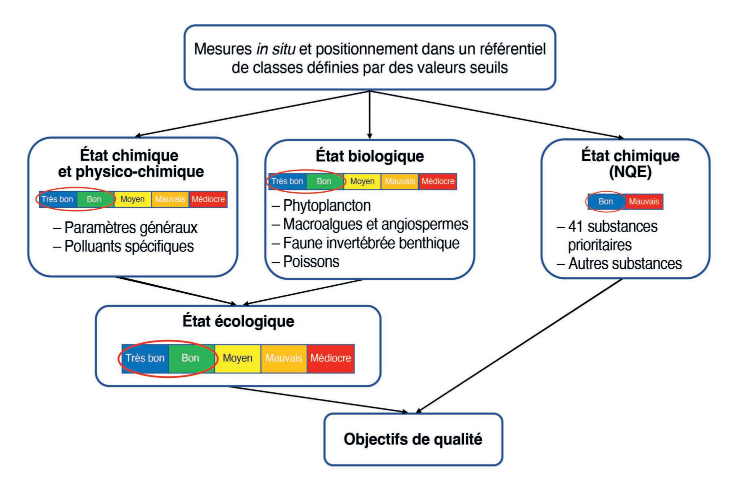


Figure 6. Définition synthétique du bon état écologique.

L'intégration des différents paramètres biologiques (populations, biodiversité, etc.) et physico-chimiques (état physique et chimique du milieu) définis par la DCE permet, après définition de seuils (valeurs de concentrations, densité d'organismes, diversité, etc.) et de niveaux de qualité (de « médiocre » en rouge à « très bon » en bleu), d'élaborer un état écologique global du milieu. Des exemples d'indicateurs mesurés et contribuant à l'évaluation des états physico-chimiques et biologiques sont indiqués dans l'encadré 4. À cette caractérisation s'ajoute une approche spécifique aux micropolluants anthropiques, dont certains sont priorisés, eu égard à leur dangerosité environnementale et humaine. Pour classer un milieu aquatique, et donc un lac, en « bon état écologique », tous les indicateurs individuels d'état doivent être de bonne ou de très bonne qualité (cerclé en rouge). NQE : norme de qualité environnementale.

Échantillonnages et analyses

La fréquence et la spatialisation des échantillonnages sont des choix essentiels pour une bonne représentativité de mesures. Elles dépendent des processus étudiés (par exemple, moins d'une journée pour des processus microbiens, mais un an pour des dynamiques piscicoles) et des hétérogénéités lacustres (zones côtières ou pélagiques, en surface ou en profondeur, dans la masse d'eau ou dans les sédiments). Compte tenu du coût des suivis et des moyens nécessaires (personnel, bateau, matériel de prélèvement, laboratoire), un choix raisonné est fait pour optimiser l'effort d'échantillonnage spatial et temporel, au regard

d'une pertinence scientifique. Ceci inclut la nécessité d'une durée d'observation pluridécennale pour appréhender correctement les évolutions des grands lacs (encadré 4).

Stockage, interprétation et partage des données

Les suivis génèrent des quantités très importantes de données (spatialisées et temporalisées) qui sont stockées dans des bases de données devant répondre à des critères d'accessibilité, de traçabilité, de fiabilité et d'assurance qualité. Leurs exploitations scientifiques créent des informations d'explication, de tendance, de limites et des modèles généralisables, voire des scénarios prospectifs. Les données et les connaissances acquises dans ces observatoires doivent être adaptées en outils de pilotage et de gestion pour un suivi de réalisation d'objectifs de qualité fixés par des décisions managériales et politiques, au niveau local, national et/ou international. Un observatoire est aussi une plateforme de partage des données avec d'autres collectifs scientifiques à l'échelle internationale, et de partage d'informations avec le public.

Un objectif largement partagé

Au niveau mondial, de nombreux observatoires de grands lacs existent, avec des bases de données plus ou moins complètes et des objectifs plus ou moins systémiques, avec souvent une pérennité pour les lacs au Nord (lacs nord-américains, Léman, Constance, etc.) et plus de difficultés pour les pays du Sud (lacs Victoria, Titicaca, Kivu, etc.). La plupart de ces observatoires ont été mis en place à la suite de dégradations environnementales, dans une perspective de documenter le niveau de dégradation et de proposer des gestions adaptatives et des opérations de restauration. Quelques observatoires lacustres sont en réseau[15], ce qui permet de mettre en relation des scientifiques, voire des gestionnaires du monde entier, pour des partages d'expériences et des méta-analyses sur de très vastes jeux de données, et ainsi accéder à des perspectives planétaires de connaissance de ces vastes écosystèmes.

15. Par exemple, le GLEON (Global Lake Observation Network) : https://gleon.org/

En bref

L'observation de la trajectoire d'état écologique est indispensable à la gestion adaptative des grands lacs et de leurs immenses ressources. La mise en réseau de ces observatoires ouvre la perspective de synthèses planétaires sur les pressions pesant sur les écosystèmes.

ENCADRÉ 4. UN EXEMPLE : L'OBSERVATOIRE DES LACS

L'Observatoire des lacs (OLA*) a pour objectif de fournir des données scientifiques de qualité pour comprendre puis modéliser l'évolution de l'état et des fonctions écologiques de systèmes lacustres soumis simultanément à un changement de pressions anthropiques locales et climatiques. Les quatre lacs naturels périalpins français (Aiguebelette, Annecy, Bourget et Léman) sont au cœur de cet observatoire depuis plusieurs décennies (Rimet *et al.*, 2020). Dans le cas du Léman, seul grand lac au sens de cet ouvrage suivi par l'OLA, le dispositif est le suivant.

• Les données acquises s'appuient sur des protocoles standardisés faisant régulièrement l'objet d'intercalibrations entre différents laboratoires ; elles sont validées par les techniciens et les scientifiques référents avant saisie dans le système d'information de l'OLA**.

• Les suivis du lac sont effectués en un seul point géographique, situé à la verticale de la profondeur maximale et considéré comme représentatif de la masse d'eau, à plusieurs profondeurs et à des pas de temps au minimum mensuels pour les paramètres suivants :

– la transparence et les conditions générales (vents, température de l'air, etc.) ;

– la température, l'intensité lumineuse, la concentration en oxygène dissous, la turbidité, la conductivité et le pH ; ces paramètres sont mesurés le long de la colonne d'eau par des sondes multiparamètres ;

– les paramètres physico-chimiques classiques (alcalinité, concentrations des formes du phosphore et de l'azote, silice réactive, carbone organique, azote, carbone et phosphore particulaires, anions et cations majeurs), mesurés sur des prélèvements réalisés à plusieurs profondeurs le long de la colonne d'eau ;

– la production primaire et la concentration en chlorophylle *a*, mesurées à plusieurs profondeurs dans la couche euphotique ;

.../...

.../...

– le phytoplancton et le zooplancton, échantillonnés de manière intégrée, respectivement sur les 18 premiers mètres, en lien avec la couche euphotique, et entre 0 et 50 m, puis identifiés et quantifiés ;
– les poissons sont aussi échantillonnés mais annuellement, à l'aide de protocoles standardisés pour les lacs d'Annecy et du Bourget.

• Les affluents principaux (Rhône et Dranse notamment) font l'objet de suivis hydrochimiques en continu à leur exutoire, avec mesure de débit et chimie classique (pH, conductivité, alcalinité, formes de l'azote et du phosphore, silice réactive, carbone organique, cations et anions majeurs, matières en suspension).

Ce dispositif de monitoring est en place depuis plusieurs dizaines d'années, plus de soixante ans pour le Léman. L'ensemble des informations acquises a permis de mettre en évidence, une fois le constat de dégradation établi dans les années 1950-1960, la trajectoire de restauration écologique du Léman (Anneville *et al.*, 2002), de montrer les effets des actions de réduction de sources polluantes sur les bassins versants et d'aider les gestionnaires franco-suisses à orienter leur politique tout en signalant périodiquement les incertitudes. Les données acquises par l'OLA permettent aussi de montrer la fragilité des gains environnementaux obtenus sur le Léman. Les données sont libres d'accès et mises à la disposition des scientifiques et du public. Chaque année, plusieurs dizaines de demandes sont traitées *via* le système d'information par des chercheurs du monde entier.

OLA, infrastructure collective scientifique (ISC) INRAE, est une des plateformes de service de l'infrastructure de recherche nationale AnaEE-France.

* https://www6.inrae.fr/soere-ola
** https://si-ola.inrae.fr/

PRINCIPALES DYNAMIQUES PATHOLOGIQUES DES GRANDS LACS

LES STRESSEURS

Un stress environnemental est une pression exercée par un ou plusieurs agents externes (qualifiés de « stresseurs ») sur un écosystème, qui entraîne une réponse faisant sortir celui-ci de son domaine de variabilité habituelle et altérant son fonctionnement. Les pollutions, le changement climatique, les espèces exotiques envahissantes, la surexploitation de ressources, etc., sont des stress. Les stresseurs sont de natures diverses, porteurs d'énergie et/ou de matière et/ou d'informations, et sont susceptibles de ce fait de provoquer toute une gamme de changements dans le fonctionnement de la biodiversité et le métabolisme des écosystèmes.

Tous les stresseurs se rattachent, en fonction de leur nature et de leur mode d'action, à l'une des trois grandes catégories brièvement présentées ci-dessous.

Stresseurs chimiques

Ce type comprend les nutriments, les micropolluants organiques, les nanoparticules, les microplastiques, les résidus médicamenteux, les ETM, etc. Les sources de stress chimiques ont explosé au cours des dernières décennies, en particulier les « toxiques ». Compte tenu de leur diversité moléculaire et physique, ceux-ci exercent des effets variés, multicibles et à tous les niveaux de l'écosystème, sur le court ou le long terme, en relation avec leur concentration ou leur mélange, connu sous le nom d'« effet cocktail ». Les nutriments, en excès, provoquent des proliférations d'algues et/ou de cyanobactéries, avec des conséquences en cascade sur tout l'écosystème lacustre et ses services. Ce processus d'eutrophisation affecte de très nombreux grands lacs (figure 2).

Les effets des stress toxiques sont parfois lents à apparaître et peuvent se manifester à l'échelle de plusieurs générations d'organismes (génotoxicité), conduisant à des modifications délétères sur la biodiversité, les interactions biotiques et les usages qui en dépendent. Sont concernés les ETM, les innombrables micropolluants organiques et les résidus médicamenteux. De très nombreux travaux en écotoxicologie aquatique mettent en évidence les effets spécifiques de certains de ces stresseurs, avec une concentration des recherches sur quelques problématiques urgentes telles que, par exemple, les effets des résidus de produits phytosanitaires sur les organismes lacustres, notamment des herbicides sur les microalgues et les macrophytes (Bérard *et al.*, 2003), ou les effets de la bioaccumulation dans le biote lacustre des résidus de PCB qui mettent en péril la valorisation des produits de la pêche (Letcher *et al.*, 2010 ; Daouk *et al.*, 2011). De multiples études de terrain rendent compte de l'extrême diversité des stresseurs chimiques en circulation dans les lacs et de la question majeure d'un effet cocktail multi-faibles doses de ces stresseurs.

Une mention spéciale doit être faite pour les stress liés à la pollution par les plastiques, ces composés particulaires xénobiotiques qui, de longue date, envahissent le milieu lacustre et contribuent à des nuisances à la fois physiques et chimiques (Yang *et al.*, 2022). Selon sa taille, de la nanoparticule à la macroparticule, ces déchets colmatent les habitats, les diverses tailles de tubes digestifs et les dispositifs de filtration et d'échange avec l'eau des animaux (Cunningham *et al.*, 2020). Parallèlement, il contribue au stress chimique par ses additifs et son contenu en polluants adsorbés.

Stresseurs physiques

Certains relèvent des impacts thermiques et hydriques du changement climatique sur la masse d'eau : augmentation des températures (à une échelle saisonnière et/ou pluriannuelle), modifications de l'hydrodynamique, du bilan et du régime hydrologique. Ces effets peuvent être amplifiés par une synergie avec des actions humaines directes sur le système lac-affluents (barrages, prélèvements d'eau massifs, etc.). Les conséquences

de ces stress sont déjà observées *via* des changements de biodiversité, de phénologie (Anneville *et al.*, 2002 ; Thackeray *et al.*, 2016), des modifications d'abondance et de répartition des populations de poissons, d'invertébrés, etc. L'inventaire des stresseurs physiques comprend d'autres effets climatiques, les modifications d'énergie solaire et de radiations (ultraviolets, en particulier). S'y ajoutent des stress d'une tout autre nature, dus à des dégradations physiques de l'environnement, tels que les altérations d'habitats par des aménagements littoraux, des extractions de matériaux ou des pollutions sonores (bateaux, etc.) (Popper *et al.*, 2004).

Stresseurs biologiques

Ils concernent principalement les espèces invasives et les explosions parasitaires. Les grands lacs hébergent des espèces qui n'en sont pas originaires et, fréquemment, leur biodiversité actuelle est en partie le reflet d'invasions ou d'introductions passées. Compte tenu de la mémoire sociétale, à une échelle humaine et donc plutôt courte, certaines populations invasives anciennes apparaissent désormais comme indigènes. L'augmentation des échanges mondiaux, les introductions volontaires (pour la pêche, par exemple, la fameuse perche du Nil, voir « Échecs de manipulations ciblant la fonction et la biodiversité piscicole », p. 87) et les modifications climatiques accroissent les risques de propagation et de prolifération d'espèces invasives. Ces invasions peuvent avoir des conséquences très lourdes pour l'écosystème, même pour un grand lac, avec des perturbations fortes du réseau trophique naturel lacustre, des effondrements de populations, voire de la biodiversité, et des pertes de services écosystémiques. La surexploitation des ressources piscicoles ou biologiques aboutit à des déséquilibres du même type, en libérant des niches écologiques ou en créant une disruption dans les réseaux trophiques. Enfin, les pollutions génétiques au sein de peuplements piscicoles naturels, par l'introduction d'individus d'espèces issues d'élevages se croisant *in situ* avec leurs homologues sauvages, constituent une forme insidieuse de stress : en modifiant la diversité génétique, on peut amoindrir l'adaptabilité de l'espèce aux changements environnementaux

ou sa résistance aux maladies (cas des salmonidés, par exemple, Thorstad *et al.*, 2021).

Quelques invariants dans le mode d'action des stresseurs

Un effet direct de l'un ou l'autre des stresseurs par mortalité massive n'est pas le cas le plus courant. Néanmoins, quand les victimes sont des poissons, des mammifères ou des oiseaux, cette mortalité est bien identifiée, médiatisée, et sert souvent de signal d'alarme.

Dans le cas général, les stress ne sont ni létaux à court terme, ni d'emblée spectaculaires et ne sont donc pas perçus. L'essentiel se joue en fait dans des perturbations à basse intensité, altérant progressivement et insidieusement quelques espèces cibles et leurs interactions biotiques, puis, au-delà, des régulations de l'écosystème. Tout commence généralement par de discrètes transformations physico-chimiques ou structurelles du milieu, qui modifient les performances de certaines composantes ou groupes fonctionnels de la biodiversité. Ainsi, une baisse de la croissance végétale induite par certains micropolluants ou, à l'inverse, son augmentation en réponse à des surplus de phosphates ou au réchauffement provoquent des changements de productivité et de comportement des espèces animales qui dépendent directement de cette ressource. Au-delà de certains seuils, ce type de perturbations initiales se propage dans l'écosystème, trouvant des relais dans les réseaux d'interactions entre espèces, avec des effets en cascade, des cumuls et des amplifications, jusqu'à se traduire par des modifications de propriétés globales.

Par analogie avec la santé humaine, on peut considérer ces stresseurs comme des « perturbateurs écosystémiques » : ils créent, à basse intensité ou à basse concentration, des désordres dans les cycles biologiques et/ou dans les relations entre espèces et/ou dans les habitats, et/ou produisent des substitutions de biodiversité, etc. Autant d'effets élémentaires souvent multicibles, interactifs et susceptibles de se propager en cascade dans le tissu de l'écosystème, jusqu'à désorganiser les productivités et créer des désordres globaux constituant une menace pour la santé et les usages de celui-ci.

Les bioamplifications de contaminants peuvent être considérées comme le cas particulier d'une propagation amplifiante de stress chimiques dans les composantes d'un réseau trophique, la toxicité se manifestant parfois uniquement en sommet de réseau. En bout de chaîne, ces perturbations peuvent aboutir à l'homme (consommation de poisson contaminé) ; elles sont alors perçues, médiatisées, voire déclenchent d'une crise environnementale.

Notion d'exposome lacustre

Les effets cumulatifs des stress, la diversité des agents et des composés impliqués et celle des dynamiques temporelles qui les mettent en œuvre ont conduit à définir, en santé humaine, la notion d'exposome. L'exposome correspond à l'ensemble des expositions à des facteurs de stress que subit un organisme depuis sa conception. Ce concept est parfaitement pertinent pour caractériser le cumul des perturbations subies par tout organisme lacustre et, par analogie, par l'écosystème entier, biodiversité et milieu. Une telle approche a l'avantage d'envisager de façon systémique le cumul historique des expositions aux stress, en intégrant la diversité des durées et des intensités, des propagations et des interactions, le tout en lien avec l'ensemble des conséquences potentielles sur l'état de l'écosystème et sur sa résilience. La notion d'exposome, par cette capacité intégrative, pourrait aider à organiser l'information servant aux diagnostics d'état des lacs.

Comme en santé humaine, certaines catégories de stress et leurs cumuls sont difficiles à appréhender de façon exhaustive en raison de la multiplicité des agents en cause (stresseurs chimiques), de leurs modes d'action et de leur interactivité. Les stress et leurs combinaisons en exposomes peuvent cependant être considérés globalement comme le sous-produit moyen d'un type de système d'activité humaine et de son histoire (par exemple, le multi-stress toxique dû aux eaux de ruissellement urbain), sans pour autant faire l'impasse sur les approches analytiques.

Depuis quelques décennies, toutes les catégories de stresseurs biologiques, physiques et chimiques sont représentées dans les exposomes de nombreux grands lacs. Les constituants et les dosages du cocktail varient selon le lac considéré en lien avec sa position géographique (figure 2). Les pollutions par les

nutriments (une composante historique de l'exposome), par les micropolluants (une composante émergente), et le changement climatique interagissant avec celles-ci, exercent actuellement un forçage de base sur la majorité des grands lacs de la planète.

LES MALADIES DE CIVILISATION LES PLUS COURANTES DES GRANDS LACS

Malgré les nombreuses variantes dans la composition des stress auxquels les grands lacs de la planète ont été et sont exposés, les symptômes, les mécanismes des dysfonctionnements et les chaînes causales distinguent un petit nombre de dynamiques pathologiques types du milieu limnique (Carpenter et Cottingham, 1997). Pour compléter l'analogie médicale, on peut en général les décrire comme des « maladies de civilisation », c'est-à-dire des pathologies liées au développement économique, qui prévaut depuis le début du XXe siècle et se caractérise par l'industrialisation des activités économiques, l'urbanisation et la mondialisation des échanges. Nous en décrivons dans ce chapitre les états les plus courants.

L'eutrophisation, pathologie d'un écosystème trop bien nourri

Le développement des activités et de la population dans les bassins versants des lacs intensifie la circulation des nutriments, crée des excédents et des stocks, accroît corrélativement le flux de nutriments transférés aux plans d'eau *via* les affluents et, *in fine*, la charge nutritionnelle des lacs (voir « Des intégrateurs environnementaux généralistes », p. 24). L'augmentation cruciale est celle du phosphore[16] car, au-dessus d'un seuil de teneur des eaux du lac en phosphore assimilable[17], se déclenche

16. Dans la biosphère, l'essentiel du phosphore se trouve sous la forme de phosphates. Les deux mots s'emploient donc indifféremment pour désigner l'ensemble des composés chimiques, minéraux et organiques, qui dans l'environnement comprennent du phosphore. Les phosphates sont indispensables à toute forme de vie. Ils sont présents dans les roches, les sols, les sédiments et les eaux.

17. Dans les milieux aquatiques, le phosphore se trouve aussi bien sous des formes dissoutes que particulaires. Les formes dissoutes sont en général assimilables par les végétaux, alors qu'une partie seulement des formes particulaires est bioassimilable, l'autre partie constituant une fraction relativement inerte sur le plan biologique.

une pathologie globale de l'écosystème qui touche tous les lacs, y compris les grands lacs : l'eutrophisation. En bref, le lac est malade d'être trop bien nourri.

En conditions naturelles, le phosphore est le nutriment limitant la production primaire (phytoplancton et macrophytes) des milieux lacustres. Quand les concentrations sont basses, le milieu est peu productif et qualifié d'oligotrophe (tableau 3). L'oligotrophie n'exclut pas une productivité piscicole de qualité et une biodiversité remarquable.

Toute augmentation de la teneur en phosphore assimilable stimule la production primaire, avec des effets se propageant à l'ensemble du réseau trophique. Dans un premier temps, il s'agit d'effets fertilisants bien régulés par le fonctionnement trophique et qui profitent à la production piscicole. Une telle situation trophique est rarement durable et, avec l'augmentation des flux entrants, la charge en phosphore devient polluante et le système devient eutrophe, c'est-à-dire produisant des matières organiques primaires en surplus par rapport à la consommation possible des herbivores. Ce service écosystémique de régulation est débordé.

Tableau 3. Valeurs des concentrations en phosphore dissous et en chlorophylle *a* définissant les différents états trophiques des plans d'eau, grands lacs inclus. La chlorophylle *a* est un proxy de la production primaire (Vollenweider, 1970).

	Concentrations en phosphore (µg/l)	Concentrations en chlorophylle *a* (µg/l)
Oligotrophe	0-10	0-3
Mésotrophe	10-30	3-10
Eutrophe	30-100	10-30
Hypereutrophe	> 100	> 30

Les conséquences environnementales de l'eutrophisation sont équivalentes à celles d'une pollution organique. Les symptômes se développent dans le temps : exubérance de la production végétale (planctonique et macrophytique), forte baisse consécutive de la transparence de l'eau, changement de composition spécifique au niveau planctonique (phytoplancton et zooplancton), puis au niveau piscicole. À terme, l'excès de phytoplancton gêne les activités piscicoles, puis la prolifération algale élimine (par limitation de la transparence de l'eau) les herbiers de macrophytes

(une zone cruciale pour l'écologie du lac), et progressivement le milieu devient favorable à la prolifération d'algues « nuisibles » aux services écosystémiques.

Les baisses de transparence se traduisent rapidement en des nuisances perturbant les services d'approvisionnement. L'extraction de l'eau potable doit s'adapter, maîtriser le colmatage des filtres et ajouter des traitements physico-chimiques pour requalifier l'eau (odeur, matière en suspension, etc.), renchérissant le coût de l'eau distribuée. Les perturbations portent aussi atteinte à la pêche professionnelle : hausse des efforts de pêche pour compenser les difficultés de captures au filet, les filets se colmatant, puis changement des populations cibles vers des espèces moins prisées. Les services récréatifs (baignade, pêche, etc.), étroitement associés aux grands lacs, finissent par être eux aussi affaiblis, voire rendus impossibles. Toutes ces perturbations gagnent encore en intensité et en risque en raison de blooms chroniques de cyanobactéries, assez souvent toxiques, avec typiquement des genres comme *Planktothrix*, *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, qui sont observés depuis des décennies dans nombre de grands lacs mésotrophes à hypereutrophes. Au stade ultime de ce déluge algal, les nuisances sont extrêmes : les eaux surchargées de matières organiques plus ou moins putréfiées deviennent inutilisables pour tout usage, voire dangereuses (encadré 2) pour la consommation humaine et animale, et même pour l'usage récréatif, notamment la baignade. Ces dynamiques sont bien documentées (voir, par exemple, le lac Érié, États-Unis : Michalak *et al.*, 2013 ; ou le lac Tai Hu, Chine : Wang *et al.*, 2011).

La surproduction de matières organiques végétales dans la zone euphotique est souvent à l'origine de l'installation d'un régime d'anoxie des couches profondes lié à la consommation d'oxygène lors de la biodégradation des importants flux de matières organiques sédimentées. Cette situation d'anoxie favoriserait la conservation du carbone et la non-émission de CO_2, mais cet effet positif éventuel serait alors annulé par une production accrue de méthane (CH_4), par des effets dévastateurs sur la biodiversité benthique et par le relargage de certains polluants préalablement piégés dans les sédiments. L'intensité des phénomènes dépend

de la profondeur et des modalités de brassage de la masse d'eau lacustre.

Le relargage activé par l'anoxie concerne tout particulièrement le phosphore (voir « La zone benthique », p. 23). Il peut aboutir à créer une surcharge phosphorée d'origine interne, bien difficilement contrôlable et contribuant à entretenir l'eutrophisation. L'effet des mesures prises dans le bassin versant pour baisser la charge externe de ce nutriment clé s'en trouve alors amoindri. Le développement d'une charge interne, véritable bombe à retardement, est souvent considéré comme une composante majeure de l'inertie lacustre qui caractérise les opérations de restauration.

La crise environnementale

Les premiers symptômes de l'eutrophisation sont souvent mis en évidence par les scientifiques et des usagers directs du lac comme les pêcheurs, obligés d'adapter leurs pratiques, ou les plongeurs, en prise directe avec les baisses de transparence. La dégradation progressive des usages, de la qualité des eaux et des habitats par eutrophisation est la marque du XXe siècle pour de nombreux grands lacs. Ont été tout d'abord concernées l'Europe et l'Amérique du Nord avec, dès le début du siècle, des développements de l'anoxie benthique (Jenny *et al.*, 2016) ; puis, quelques décennies plus tard, plusieurs grands lacs des pays du Sud et de Chine ont été touchés. Cette globalisation et les dégâts environnementaux retentissants qu'elle produit font de l'eutrophisation une des premières grandes questions de pollution posées au niveau international dans les années 1970-1980. Vollenweider (1970), dans son célèbre rapport de l'OCDE, qualifie dès 1968 cette pollution de « phénomène universel ».

À l'issue de débats scientifiques, parfois houleux, sur le nutriment responsable de l'eutrophisation des lacs (carbone, azote et/ou phosphore ?), puis sur l'origine des activités humaines en cause (phosphore des villes ou des champs ?), des opérations de maîtrise sont organisées pour restaurer des écosystèmes lacustres, y compris quelques grands lacs (Barroin, 2004). Elles ciblent :
– le phosphore, dont le rôle clé assez général est finalement démontré expérimentalement et en vraie grandeur par Schindler

(2009 ; 2012), ce qui n'exclut pas des effets amplificateurs dus à de l'azote minéral ou au déséquilibre du ratio N/P ;
– les eaux usées (sources ponctuelles), qui s'avèrent souvent la source principale de la charge externe en phosphore.

Les actions consistent alors à mettre en place la collecte et la déphosphatation des eaux usées domestiques. Certains pays, la Suisse dès 1986, ajoutent à ce dispositif l'interdiction de lessives phosphatées, qui représentent une entrée dans le système bassin-lac très significative et facilement maîtrisable. Les questions relatives aux sources diffuses agricoles viendront ensuite.

À l'heure actuelle, l'eutrophisation des grands lacs a une dimension planétaire et est associée aux perturbations du cycle du phosphore caractérisant l'Anthropocène. La charge en phosphore s'est accrue dans 50 % des cent plus grands lacs entre 1990 et 2010 (Fink *et al.*, 2018). Les situations d'hypereutrophisation se multiplient (encadré 5). L'eutrophisation progresse de façon spectaculaire partout dans les pays du Sud, bien que, du fait de l'hétérogénéité morphologique de nombre de grands lacs, les perturbations soient souvent encore partielles. Dans les pays du Nord, l'eutrophisation constitue souvent un fond de pollution classique, mais difficile à maîtriser, malgré les moyens technico-économiques mis en œuvre et les progrès dans le traitement des eaux usées.

Les opérations de maîtrise ayant abouti à des restaurations trophiques vraiment réussies de grands lacs, c'est-à-dire ayant permis de retrouver un état oligotrophe (tableau 3) général du plan d'eau (réoligotrophisation), sont peu nombreuses. Ces réussites sont surtout à mettre au crédit de systèmes d'assainissements des eaux usées devenus performants, parfois associés à des limitations à la source (lessives) et faisant donc suite à des décisions politiques et financières fortes. Le Léman peut être cité comme l'un des grands lacs emblématiques de ce type de réussite. Une fois restaurés, les lacs retrouvent l'essentiel de leurs fonctions et usages.

Cependant, les succès sont en général plus mitigés et se limitent à la stabilisation des teneurs en phosphore ou à l'amélioration de l'état trophique d'une partie seulement du lac (voir chapitre 3).

La charge interne et les sources diffuses dans le bassin versant sont alors souvent mises en cause, ce qui relance les recherches sur la contribution de l'agriculture et le système agroalimentaire, devenus les principaux opérateurs du cycle du phosphore et de ses fuites (Schoumans *et al.*, 2014).

ENCADRÉ 5. LES BLOOMS À CYANOBACTÉRIES, UNE NUISANCE REDOUTABLE LIÉE À L'HYPEREUTROPHISATION, MAIS PAS QUE !

Les proliférations à cyanobactéries et les proliférations algales sont des manifestations des excès de phosphore dans le milieu lacustre. Les cyanobactéries sont des micro-organismes procaryotes photosynthétiques, ubiquistes, dont le développement peut être planctonique (sous forme de cellules isolées, en colonies ou de filaments) ou benthique. Elles présentent des caractéristiques très particulières, avec des spécificités à la fois bactériennes et algales (pigments tels que la chlorophylle et les phycobiliprotéines). Certaines espèces ont la capacité de fixer l'azote atmosphérique, ce qui permet leur survie en milieu carencé en azote, et/ou de produire des toxines qui les protègent de la prédation dans le milieu aquatique. Ces toxines sont susceptibles d'avoir des effets toxiques (hépato-, neuro-, dermato-toxines). Leurs proliférations affectent donc fortement les usages des milieux lacustres, et ainsi l'économie globale (vie et santé de la société, gestion des milieux, etc.), en augmentant directement ou indirectement les coûts associés au maintien de ces usages ou en réduisant leur disponibilité, comme l'indique la figure 7.

Les blooms à cyanobactéries touchent ou ont touché de nombreux grands lacs un peu partout dans le monde (figure 2) et génèrent un énorme coût social et environnemental. Les méthodes de lutte contre ce phénomène dépendent en grande partie de la taille de l'écosystème lacustre, mais l'unique solution durable est la réduction des intrants et la maîtrise des stocks de phosphore (optimisation des traitements d'eaux usées, modification des pratiques agricoles, rétablissement des zones tampons, etc.).

Si le lien entre proliférations cyanobactériennes et enrichissement trop marqué de l'écosystème ne fait plus de doute, on observe néanmoins depuis quelques années que certaines espèces peuvent continuer à se développer en masse dans des milieux appauvris,

.../...

.../...

à la faveur d'événements favorables et en lien avec les changements globaux (Moiron *et al.*, 2021).

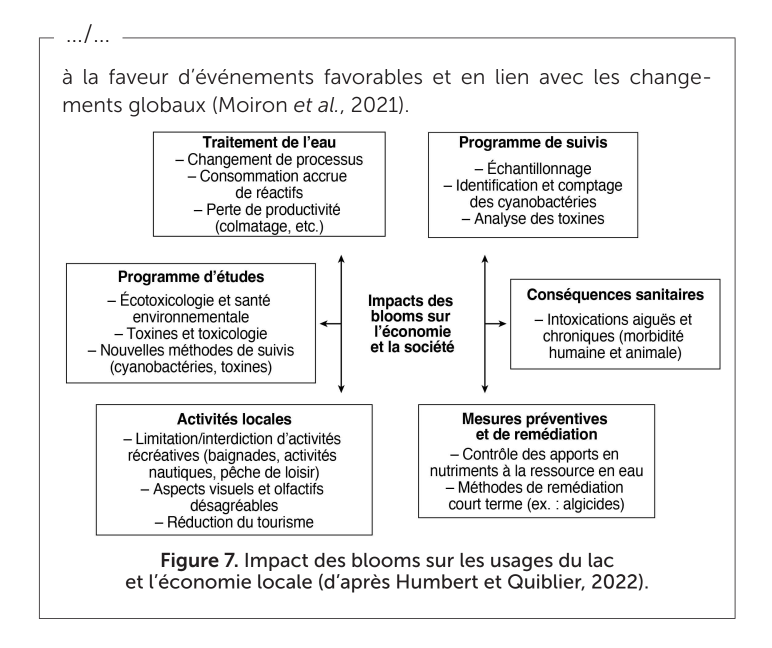


Figure 7. Impact des blooms sur les usages du lac et l'économie locale (d'après Humbert et Quiblier, 2022).

Acidification des lacs : une histoire ancienne réactualisée ?

Le pH des eaux est une caractéristique géochimique globale du milieu lacustre qui influence les équilibres chimiques, la spéciation de certains composés, leurs solubilité, leur biodisponibilité et leur bioaccumulation. L'acidité des eaux contraint les êtres vivants à des efforts de régulations ioniques. Les stress acides s'avèrent néfastes pour la biodiversité lacustre, le fonctionnement des réseaux trophiques, l'état des populations de poissons, de l'avifaune, etc. Les perturbations en cause résultent souvent d'une exposition accrue à certains toxiques dont la mobilité et la spéciation changent en conditions plus acides (cas d'ETM, de l'aluminium). L'augmentation de l'acidité des eaux, ou acidification, est contrôlée par le pouvoir tampon du milieu (encadré 3).

À partir des années 1960-1970, une acidification progressive des eaux de surface, lacs compris, est mise en évidence sur les régions à terrains siliceux pauvres en calcium d'Europe et d'Amérique du Nord. Ces milieux reçoivent des précipitations abondantes, polluées par des émissions d'oxydes de soufre et d'azote produites

par les combustions de combustibles fossiles, parfois transférées à longue distance. Ces oxydes sont des précurseurs de l'acidité des eaux. La charge acidifiante se réalise par des dépôts secs et des précipitations (acide sulfurique et acide nitrique). Ces dépôts atmosphériques acides et acidifiants ainsi que les mécanismes d'acidification des sols et des eaux ont été largement étudiés dans les années 1980-1990, en raison de leur rôle dans les mortalités de salmonidés en Europe du Nord et dans le dépérissement forestier en Europe centrale. Le phénomène a été médiatisé à cette époque sous la dénomination de « pluies acides ».

Cependant, tous les lacs situés à portée de flux intenses de pollution atmosphérique, bien qu'exposés pendant ou depuis des décennies, ne s'acidifient pas de manière identique. Les différences de susceptibilité observées sont à relier à la capacité de régulation ionique du lac, elle-même très dépendante de la richesse des eaux en cations (calcium, magnésium…) et en carbone organique dissous. Ce pouvoir tampon s'acquiert dans le bassin versant dans le cadre des échanges chimiques eau-sols-roches (figure 4). Les types de sols et de substrats géologiques connectés hydrologiquement aux lacs expliquent donc la capacité de certains d'entre eux à neutraliser un stress acidifiant dû à la pollution atmosphérique.

À partir des années 1980, la maîtrise progressive de ce type d'émissions atmosphériques polluantes dans les pays industriels du Nord (Europe et États-Unis) permet une atténuation du risque d'acidification des lacs, une stabilisation du phénomène, voire une rémission. Mais la question de l'acidification n'a pas pour autant disparu. De très fortes émissions acidifiantes accompagnent le développement industriel et économique actuel de pays comme l'Inde ou la Chine. En outre, l'élévation progressive de la teneur en CO_2 atmosphérique ajoute désormais un autre acidifiant potentiel actif à l'échelle planétaire. L'alerte est donnée par les océans. Leur teneur en CO_2 dissous s'accroît, suivant en cela l'augmentation de sa pression partielle atmosphérique, ce qui provoque une libération d'acidité et une baisse du pH. Les conséquences négatives de cette acidification sur la biodiversité – en particulier sur les mollusques, les coraux et certaines

espèces du phytoplancton – et sur la santé de l'écosystème marin commencent à être bien documentées (Guinotte et Fabry, 2008).

Les mêmes processus physiques et chimiques relatifs au CO_2 sont à l'œuvre dans les grands lacs, mais avec des intensités et des réponses différentes d'un lac à l'autre selon leur vulnérabilité et leur pouvoir tampon, d'où l'absence actuelle d'une tendance planétaire. La variabilité des résultats est donc forte et mal comprise. Une part de l'explication se trouve dans la variabilité des conditions environnementales régulant les équilibres ioniques et le pH des divers grands lacs. En effet, les masses d'eau concernées, bien qu'énormes, restent insuffisantes pour gommer les particularités des forçages locaux produits par l'environnement terrestre du plan d'eau, et en premier lieu pour lisser la variabilité du fond géochimique et sa capacité à neutraliser l'acidité. Malgré ce contexte, rien n'exclut que certains facteurs anthropiques très régionalisés, rejets atmosphériques résiduels d'anions acidifiants ou incendies gigantesques, puissent être des sources locales d'acidité suffisamment puissantes pour provoquer des évolutions du pH lacustre. Plus surprenant, le même résultat acidifiant pourrait être obtenu par des processus biologiques lacustres. Ainsi, l'invasion massive passée de grands lacs par la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), puis plus récemment par la moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*), est évoquée comme un facteur possible de perturbation des équilibres régulateurs du pH, en raison de la bioprécipitation du carbonate de calcium ($CaCO_3$) associée à la production de coquilles.

Le tableau des causes de l'acidification actuelle se révèle donc complexe, du fait de la combinaison d'effets locaux et globaux et de sa dépendance croisée à des régulations chimiques et biologiques. S'y ajoutent des facteurs de confusion dus à des dynamiques qui tendent à baisser le CO_2 dissous. C'est le cas de l'augmentation des températures, qui diminue la solubilité du CO_2 et l'eutrophisation à travers son effet stimulant sur la photosynthèse consommatrice de CO_2. En fait, toute une série de phénomènes à effets antagonistes sur le CO_2, très liés au changement global, mal quantifiés, limitent notre capacité à prévoir, à la fois au cas par cas et globalement, ce qui va se passer pour le pH des grands lacs sous l'effet de l'augmentation continue du

CO_2 atmosphérique. Il semble cependant que, comme pour le phénomène de l'acidification due aux pluies acides, les grands lacs seront d'autant plus sensibles à l'acidification due au CO_2 que leur ratio (surface du bassin versant en lien avec le pouvoir tampon/surface du plan d'eau en lien avec les échanges atmosphériques) sera bas. La nature du substrat géologique régional constituant le bassin versant sera, comme pour les pluies acides, un facteur primordial :
– les lacs situés dans un environnement granitique seront sensibles à l'acidification, voire subiront un surcroît d'acidification avec toute une gamme d'effets néfastes ;
– à l'inverse, ceux bénéficiant d'un environnement calcaire neutralisant l'acidité au niveau de l'eau et des sols, comme les grands lacs alpins, ne seront pas affectés directement dans l'immédiat.

Salinisation

La salinisation des lacs est l'accumulation de sels dissous dans les eaux. Ceci peut résulter de phénomènes naturels en lien avec des bilans hydriques déficitaires de longue date (évaporation supérieure à la quantité de pluie) ou encore avec la position côtière du plan d'eau. La salinisation peut aussi être un phénomène récent associé à l'anthropisation du bassin versant. Deux grands lacs salés illustrent un cas extrême d'anthropisation : la mer d'Aral, lac d'Asie centrale (68 000 km^2, Kazakhstan, Ouzbékistan), et le lac de Tibériade (166 km^2, Israël), tous deux salinisés et partiellement asséchés par la surexploitation massive des eaux de leurs bassins versants pour l'irrigation. Plus généralement, la salinisation des lacs est associée à une anthropisation multifactorielle et progressive du milieu. Les concentrations en sels restent dans la gamme des eaux douces, mais s'éloignent largement du bruit de fond naturel jusqu'à atteindre des valeurs correspondant à des seuils de risques écologiques et d'usages. Ces cas sont ceux qui nous intéressent ici.

La salinité est souvent mesurée par des teneurs en chlorures, des ions très communs dans la nature dont la concentration de base (fond géochimique), en l'absence de déficit hydrique, dépend de la lithologie du bassin versant, mais dépasse rarement 20 mg/l de Cl^- (soit 1 000 fois moins que dans l'eau de mer).

L'intensification des activités humaines sur le bassin versant tend à augmenter progressivement la salinité des lacs et leurs teneurs en chlorures. Toutes les activités courantes sont concernées. Les sources principales sont la fertilisation (lisier, engrais), les eaux usées domestiques, la lixiviation des déchets et des sols pollués, l'industrie chimique. Les grands lacs situés en zone froide subissent une pression supplémentaire due au déneigement hivernal des routes qui devient, dans ces conditions, une composante importante des bilans de chlorure (des centaines de kilogrammes de sel de déneigement appliqués annuellement par kilomètre de route ; on parle de plus de 3 millions de tonnes au total pour le Canada). Les bilans du Léman ont montré que les composés ioniques du sel (Na^{+}, Ca^{2+}, Mg^{2+} et Cl^{-}) que l'on retrouve dans le lac sont à environ 20 % issus de ce déneigement, le reste étant majoritairement issu de l'industrie (50 %), puis de l'agriculture (10-15 %) et des apports domestiques (15-20 %, donc non négligeables). Quelle que soit leur source, les chlorures sont très solubles dans l'eau, donc très mobiles dans les sols, et sont entraînés vers les lacs principalement *via* les divers écoulements du bassin versant.

La salinité commence à dégrader la qualité des eaux et gêne les usages des milieux lacustres à des teneurs qui se situent dans la gamme 150-250 mg/l (DCE, EPA, Organisation mondiale de la santé), mais les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement en chlorures s'abaissent à 120 mg/l pour des expositions de longue durée. Toutefois, même à cette concentration plus basse, la protection de certaines espèces comme les moules d'eau douce telles que la lampsile (*Lampsilis fasciola*) ne serait pas assurée. La Directive européenne de 2003 fixe à 250 mg/l la teneur maximum en chlorures dans l'eau potable. À ce niveau de teneurs, l'eau devient plus corrosive pour les matériaux des réseaux de distribution.

En ce qui concerne les impacts généraux sur l'écosystème, rappelons que les taux de chlorure des animaux aquatiques sont en permanence contrôlés par des organes spécialisés (chez certains poissons, oiseaux de mer, etc.). L'hypothèse qu'un taux plus élevé que la gamme habituelle des teneurs et sur des durées longues imposerait un ajustement qui, sans être létal, serait

coûteux sur le plan physiologique pour les organismes, n'est pas dénuée de fondement. Une étude internationale récente (Arnott *et al.*, 2020) confirme qu'à de basses teneurs, un peu inférieures aux seuils actuels, il existe un effet néfaste de la salinisation sur l'abondance et la biodiversité des crustacés lacustres. Un impact sur tout l'écosystème est envisageable si la conséquence est une perturbation des fonctions de filtration assurées par cette classe d'organismes. Les auteurs de l'étude appellent d'ailleurs à revoir les seuils de qualité concernés.

La salinisation n'est actuellement enregistrée à des niveaux considérés à risque que sur des petits lacs, peu susceptibles de diluer des apports provenant de bassins versants urbanisés. Cependant, quelques grands lacs, les deux cas extrêmes mentionnés précédemment étant exclus, présentent des augmentations modérées mais s'appliquant dans la longue durée, un constat qui pousse à la vigilance. Ainsi, depuis les années 1970 jusqu'en 2016, la teneur en chlorure du Léman a été en constante augmentation, passant d'environ 3 mg/l à environ 10 mg/l (Tran Khac *et al.*, 2021) ; elle semble actuellement stagner. Les grands lacs d'Amérique du Nord sont à des niveaux variables, mais tous soumis à une pression de salinisation : les concentrations en chlorures dans les lacs Michigan, Érié et Ontario ont augmenté au cours des deux derniers siècles, passant de 1 à 2 mg/l (valeurs estimées) dans les années 1880 jusqu'à plus de 10 mg/l actuellement. Cependant, dans les lacs Érié et Ontario, ces concentrations ont fortement diminué depuis le début des années 1980, suite à l'introduction de la loi Clean Water Act[18] aux États-Unis.

La gamme de concentration observée dans ces grands lacs respecte largement les seuils de qualité les plus sévères et n'aurait donc pas *a priori* d'effet : on est globalement loin d'un risque d'écotoxicité lacustre, et la question de la salinisation n'est pas un risque avéré à court terme pour les grands lacs. Néanmoins, les impacts peuvent être indirects. La présence de chlorure de sodium augmente la mobilité de métaux lourds de types

18. Le Clean Water Act est la loi fédérale américaine sur la protection de l'eau, qui porte sur la pollution des eaux. Elle a été adoptée en 1972 par le Congrès, passant outre le veto du président Nixon.

cadmium, zinc, cuivre, plomb, qui eux sont toxiques à de faibles doses. Le sujet est également d'intérêt pour l'écologie lacustre, ces ions chlorures ayant une signification majeure en tant que marqueurs d'anthropisation : éléments mobiles et conservatifs, non dégradables, ils signent d'une façon facilement quantifiable une pression globale s'exerçant sur les systèmes des grands lacs.

Le syndrome du changement climatique

Le changement climatique n'épargne évidemment pas les grands lacs (Petschel-Held et Reusswig, 1999). Il s'y manifeste par un ensemble de symptômes objectifs et de modifications fonctionnelles interconnectées, associant des augmentations de la température de surface, des perturbations des agendas et des dynamiques biologiques (phénologie), des modifications du régime de stratification thermique, l'accentuation des marnages, la perte de la couverture de glace hivernale, des remaniements de l'hydrodynamique, aboutissant notamment à une baisse de l'intensité des brassages verticaux régénérateurs de l'oxygénation des eaux profondes, etc. À l'origine de ces effets, dont l'amplification est attendue (Golub *et al.*, 2022 ; Desgué-Itier *et al.*, 2022), se trouvent des transformations dans le régime d'échanges énergétiques (thermiques, mécaniques) entre grand lac et atmosphère, et dans les bilans hydriques du lac et du bassin versant.

Les sécheresses récurrentes provoquent des baisses de débit des affluents qui, couplées à l'accroissement de l'évaporation, produisent des marnages de niveaux des eaux, créent des surconcentrations temporaires de polluants et, à terme, de probables augmentations du temps de séjour dont les impacts biogéochimiques restent à évaluer. L'expérience confirme que les fortes baisses du niveau de certains grands lacs, associées à des situations de sécheresse et/ou de mauvaise gestion, s'accompagnent d'effets négatifs sur la qualité des eaux et des milieux. Il en est de même, paradoxalement, pour les niveaux exceptionnellement hauts. Eux aussi perturbent le fonctionnement des habitats littoraux et modifient le cycle des nutriments (libération de phosphore assimilable) dans un sens qui favorise le développement de blooms et d'espèces invasives (Zohary et Ostrovsky, 2011).

Tout ceci souligne à nouveau l'importance de la zone littorale dans l'écologie générale du lac.

La zone littorale est aussi le point d'appui pour de nombreux usages du lac qui seront inévitablement perturbés par des baisses du niveau d'eau, surtout temporaires. De telles situations pourraient bien marquer l'émergence de problèmes de quantité d'eaux en lien avec le changement climatique, pour des lacs de régions où, jusqu'à ce jour, le flux d'eau n'est jamais limitant. Même les grands lacs dont l'alimentation hydrique estivale abondante provient de hautes montagnes glaciaires (Alpes, Himalaya, etc.) pourraient se trouver d'ici quelques décennies face à des contraintes de gestion quantitative. Pour le cas particulier du Léman, il est raisonnable d'envisager la perspective d'arbitrages difficiles dans un futur assez proche, entre le soutien aux services récréatifs estivaux du plan d'eau nécessitant la stabilité du niveau et les besoins en eau demandant des débits d'étiage minimaux à l'exutoire vers le Rhône aval (du refroidissement des centrales nucléaires jusqu'au débit d'étiage au niveau du delta de Camargue) (Dorioz et Roux-Pissot, 2019).

La même complexité d'impacts en chaîne se retrouve pour la composante thermique du changement climatique. Ses effets directs sur les masses d'eau sont d'ores et déjà notables, bien qu'assez variables d'un grand lac à l'autre (Woolway et Merchant, 2018). Le taux de réchauffement maximum enregistré à ce jour pour les eaux de surface en période estivale atteint + 1 °C par décade (O'Reilly *et al.*, 2015). Autre ordre de grandeur, la température des eaux profondes du Léman s'est accrue d'environ 0,1 °C par décennie (Dokulil *et al.*, 2006).

Les principaux facteurs de variation des vitesses de réchauffement entre les lacs sont la latitude, l'altitude et la morphologie des plans d'eau (forme, profondeur, surface). À latitude égale, la profondeur joue un rôle majeur, car un lac profond présente un meilleur maintien de la couverture hivernale de glace et/ou une stratification de printemps-été plus stable et précoce, dont résulte un réchauffement plus fort et rapide de la couche de surface (Woolway et Merchant, 2018). La relation profondeur-stratification explique que, parmi les grands lacs d'Amérique

du Nord, le réchauffement se soit manifesté tout d'abord en surface des lacs les plus profonds (Michigan, Huron, Supérieur : profondeurs > 280 m). La stratification, en diminuant le volume du capteur thermique primaire, favorise son réchauffement, mais un effet significatif sur la température suppose en outre que cette organisation en couches soit stable dans la durée, c'est-à-dire qu'elle résiste aux forces de brassage, ce que permet une masse d'eau profonde. Les lacs les moins profonds et de grandes superficies, donc plus sensibles aux vents comme le lac Érié, sont moins stables et montrent une évolution bien moins marquée (Woolway et Merchant, 2018).

Toute évolution de la structuration thermique des lacs, et d'une manière générale de leur hydrodynamique, se traduit par des réorganisations des milieux physiques associés à la masse d'eau, ce qui peut remanier les niches écologiques de certaines espèces, la connectivité intra-écosystème et *in fine* le fonctionnement et la biodiversité lacustre. Le facteur thermique affecte de bien d'autres façons l'écologie des lacs par ses effets métaboliques et par les transformations des relations biotiques qu'il provoque. Le réchauffement influe sur l'intensité relative de la photosynthèse et de la respiration, deux processus métaboliques clés de l'écosystème. Il désorganise l'agenda biologique annuel de la biocénose : allongement de la saison de croissance, modifications différenciées des dates critiques des cycles de vie, calendriers de développement dérégulés, etc. Dans certains cas, ces décalages peuvent s'avérer favorables pour certaines espèces, comme ce fut le cas pour le corégone (*Coregonus* spp.) du Léman et ses proies, entre la fin des années 1990 et le début des années 2000 (Anneville *et al.*, 2019). Les modifications de calendriers peuvent cependant conduire à des désynchronisations entre espèces, ce qui perturbe les processus écologiques tels que les relations prédateurs-proies ou la compétition pour les ressources alimentaires ou spatiales, et modifie les taux de parasitisme, de croissance, de *fitness* et de survie de nombreuses espèces, dont des espèces clés de voûte de l'écosystème.

Au total, le réchauffement peut mettre à mal la finesse des interactions biotiques et créer en conséquence des dysfonctionnements en cascade, qui amplifient les perturbations initiales jusqu'à en

faire des symptômes perceptibles par les usagers. Les réductions de populations de poissons sont l'un de ces symptômes types. Étudiant 24 grands lacs d'Europe du Nord, Jeppesen *et al.* (2012a ; 2012b) attribuent à des désorganisations biotiques et à l'effet de l'augmentation des températures le déclin des espèces de relativement grosses tailles et inféodées aux milieux froids comme l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), au profit d'espèces plus petites et plus tolérantes comme la perche (*Perca fluviatilis*). Dans cette étude, la substitution touche en premier lieu des lacs peu profonds, plus rapidement altérés par les effets du réchauffement, et s'étend désormais à des lacs profonds et stratifiés. En général, les changements des communautés piscicoles résultent de l'augmentation de la surmortalité des stades les plus sensibles, de la compétition avec des espèces invasives, d'un affaiblissement progressif dû à l'accroissement du parasitisme ou à une baisse des proies disponibles. Les scénarios prospectifs du changement climatique prévoient une amplification de ce type d'effets pouvant aboutir à des dysfonctionnements globaux, en particulier l'augmentation des proliférations algales, et à des changements de biodiversité (Staudinger *et al.*, 2021).

Bien entendu, la réponse des divers grands lacs est déjà et sera très variable (Staudinger *et al.*, 2021), du fait des multiples déclinaisons locales du changement climatique, mais aussi des différences historiques (le passé du lac et son passif de pollutions), des différences géographiques, d'état trophique, de biodiversité et de gestion. Les effets du changement climatique ne se limiteront surtout pas à la seule augmentation de température du plan d'eau. Régimes des vents, structure physique des masses d'eau, bilans hydriques, relations biotiques, etc., tous les changements de forçage et de structure interagiront entre eux et avec la température pour modifier le fonctionnement global du système ainsi que les couplages intra-lac entre compartiments ou sous-unités géographiques. Les relations bassin versant-lac seront elles aussi profondément reconfigurées : le régime hydrique, déjà évoqué, mais aussi la saisonnalité et la composition des flux hydrochimiques seront modifiés par le réchauffement des sols, par des reprises d'érosion hydrique ou éolienne, avec des effets amplificateurs dus localement aux incendies, à la fonte

des sols gelés ou à l'imperméabilisation galopante de certains des bassins versants. Tous ces changements ne seront pas sans conséquences, à la fois négatives et positives, sur les usages du lac, en lien avec les spécificités de chaque cas local. Il s'ensuivra de nouveaux besoins d'arbitrages, probablement difficiles à conduire, et qu'il conviendrait de préparer dès à présent par de l'information et une plus grande diffusion des connaissances scientifiques (voir chapitre 4).

Une santé fragilisée par les surexploitations des milieux et des espèces ressources

La surpêche

La biodiversité piscicole est très variable selon l'âge et l'histoire du lac. Il existe seulement en moyenne une vingtaine d'espèces dans les lacs d'Europe (Volta *et al.*, 2018), récents, formés et peuplés à la fin de la dernière glaciation, contre plusieurs centaines dans les grands lacs d'Afrique de l'Est, fruits d'une histoire géologique et évolutive plus longue et qui débute à l'époque tertiaire (Meier *et al.*, 2017).

La pêche dans les grands lacs se pratique comme pêche amateur, de subsistance, mais aussi commerciale, ces différents types pouvant être, surtout en cas de diminution des ressources, en compétition et source de conflits opposant des groupes sociaux, voire des pays limitrophes du même lac, comme pour le lac Victoria (Njiru *et al.*, 2018) ou le lac Kivu (Tessier *et al.*, 2020). La pêche de subsistance est importante dans les pays pauvres, où elle contribue à la sécurité alimentaire. La pêche commerciale est présente dans 75 % des grands lacs (Funge-Smith et Bennett, 2019) ; elle est certes sans commune mesure en matière de tonnages totaux avec la pêche maritime mais reste assez intensive, équivalente à environ 13 % des captures mondiales (Funge-Smith et Bennett, 2019), et aboutit aux mêmes risques de surpêche et d'effondrement parfois irréversibles de populations de poissons. De tels effondrements peuvent remettre en cause des usages importants pour les populations locales, et dans certains lacs s'avérer un problème pour les activités touristiques, qui constituent parfois une ressource économique locale majeure.

La surpêche est la manifestation principale la plus fréquente d'une surextraction (surexploitation) de la productivité biologique des grands lacs. Dans le Léman, à la fin du XIX[e] siècle, l'emploi de filets d'un nouveau type provoqua l'effondrement du corégone (*Coregonus fera* et *C. hiemalis*) : les captures passèrent de plus de 80 tonnes à moins de 1 tonne par an (Bardel, 1956). Des effondrements aussi spectaculaires et dus à la pêche commerciale sont observés dans les années 1960 pour la population de brochet bleu (*Sander vitreus glaucus*) du lac Érié (Leach et Nepszy, 1976). Des cas similaires se multiplient depuis. Dans le lac Malawi (5[e] plus grand lac de la planète, 29 500 km², Malawi, Mozambique, Tanzanie), c'est presque 10 % des 458 espèces présentes qui sont à risque d'extinction selon l'UICN (2018), une dégradation de la biodiversité piscicole qui menace en dernier ressort les 500 000 personnes qui dépendent de la pêche de subsistance.

La restauration des populations surexploitées visant à retrouver une situation plus favorable du service de la pêche s'avère la plupart du temps laborieuse, même après l'adoption de mesures correctives de gestion (Murawski, 2010). Au-delà de niveaux d'exploitation mal connus, il semble exister une irréversibilité des effets de la surpêche. Elle est attribuée aux dérives génétiques des populations résiduelles et serait entretenue par les coperturbations apportées par d'autres stress (climat, eutrophisation, micropolluant, etc.) (Dunlop *et al.*, 2018).

L'assujettissement d'habitats par les espèces invasives

Si l'arrivée de certaines nouvelles espèces dans des lacs peut passer inaperçue, d'autres, qualifiées alors d'invasives, peuvent au contraire et spectaculairement coloniser des habitats, jusqu'à les rendre inhospitaliers pour les espèces natives ou altérer les processus de contrôle des populations, en influant par exemple sur les relations proies-prédateurs et la structure du réseau trophique (Vagnon *et al.*, 2022a) (encadré 6). Les réorganisations dans la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème qui s'ensuivent peuvent modifier certains états du milieu, entraver l'accès aux ressources, provoquer des pertes de services écosystémiques non négligeables, mais aussi parfois présenter des effets positifs.

ENCADRÉ 6. DES INVASIVES DU LÉMAN

Régulièrement, de nouvelles espèces reconnues comme invasives et potentiellement problématiques sont signalées dans l'un ou l'autre des grands lacs. Le Léman, comme d'autres lacs alpins, présente plusieurs espèces invasives, dont les cas types suivants :

– Les élodées (*Elodea canadensis* et *Elodea nuttallii*) : identifiées pour la première fois en 1991, ces plantes immergées se sont bien développées tout en s'intégrant à l'écosystème lacustre. Si certains auteurs considèrent qu'elles ont un rôle fonctionnel plutôt bénéfique (oxygénation, abri et nourrissage pour certaines espèces de poissons), d'autres estiment au contraire qu'elles menacent la flore aquatique indigène en formant des peuplements denses et monotones sur de grandes surfaces ;

– la renouée du Japon (*Fallopia japonica*), originaire d'Asie orientale, est une plante (Polygonaceae) de zone humide, avec un mode de reproduction végétative très efficace (propagules). Elle s'est installée sur les berges du Léman voici plusieurs années et son contrôle est très difficile. Parmi les effets négatifs, outre la compétition végétale au sein de roselières, elle peut déstabiliser des talus et créer de véritables murs végétaux le long des berges ;

– les moules d'eau douce : deux espèces sont invasives, la moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) et sa très proche cousine la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*). Si la quagga est d'apparition récente dans le Léman (autour de 2015) et dans d'autres grands lacs de la région périalpine (Haltiner *et al.*, 2022), la zébrée est colonisatrice depuis le milieu du XXe siècle. Originaires du bassin du Dniepr (Russie, Biélorussie, Ukraine), ces mollusques sont arrivés *via* des activités humaines (dans les eaux de ballast ou fixées sur la coque des navires). Les conséquences de cette prolifération sont une couverture presque totale des zones de fonds lacustres, jusqu'à de très grandes profondeurs (supérieures à 100 m pour la moule quagga), avec une perte de biodiversité indigène importante et des conséquences sur le réseau trophique dues à sa forte capacité de filtration du plancton. L'invasion de plusieurs grands lacs (lacs canado-américains, Constance, Léman, Neuchâtel, etc.) par ces organismes filtreurs d'eau est un cas type de fortes transformations du milieu par des espèces invasives. L'invasion des moules entraîne, d'une part, des effets physiques délétères par colmatage des prises d'eau et souvent des nuisances massives pour la baignade, et, d'autre part,

.../...

.../...

des effets écologiques. Ces derniers sont cependant à la fois positifs pour la qualité des eaux, par modification du cycle des nutriments séquestrés en zone littorale et un surcroît de fonction filtrante (amélioration de la transparence de l'eau), et négatifs du fait d'impacts délétères sur les communautés benthiques et planctoniques autochtones et, au-delà, sur les ressources des communautés piscicoles (Fera *et al.*, 2015 ; 2017) ;

– le silure (*Silurus glanis*) est apparu dans le Léman depuis moins de dix ans. Surtout présent dans le « Petit-Lac » (partie proche de Genève, représentant environ 6 % de la surface totale), des captures dans les autres zones du lac sont de moins en moins anecdotiques (Vagnon *et al.*, 2022b). Il exerce principalement une prédation sur des proies littorales (l'écrevisse *Orconectes limosus*, le gardon *Rutilus rutilus* et la perche *Perca fluviatilis*), mais est aussi susceptible d'utiliser d'autres ressources comme le corégone (*Coregonus lavaretus*) en fonction des stades de vie de ce dernier (Vagnon *et al.*, 2022c). Pour le moment, les impacts de ce poisson se cantonnent au niveau des usages pour la pêche amateur et de la perception du lac.

La jacinthe d'eau est un cas bien connu en raison de ses impacts en cascade, de la santé de l'écosystème à la santé humaine. La plante colonise de façon souvent spectaculaire la surface de plans d'eau tropicaux : elle prolifère en particulier dans plusieurs grands lacs d'Afrique centrale. Formant une couverture végétale épaisse et serrée, mélangeant matériel végétal vivant et mort, elle gêne la circulation des bateaux, le travail des pêcheurs, modifie les habitats en altérant ceux des poissons et en créant un micro-habitat providentiel pour certains oiseaux d'eau et pour divers vecteurs de maladies humaines, dont les moustiques (Dagno *et al.*, 2007).

Le contexte actuel accélère et facilite la dispersion de ces espèces invasives : le réchauffement climatique bouscule la géographie des espèces, la mondialisation des échanges et leur voie maritime en assurent des transferts express et sécurisés, en particulier *via* les eaux de nettoyage des ballasts de bateaux.

Les conséquences de ces flux d'espèces invasives sont difficiles à prévoir, car elles mettent en jeu des régulations écologiques souvent fines qui, en général, ne se révèlent pleinement que sur le long terme. D'autant que ces espèces invasives ne voyagent jamais

seules. Elles sont de fait associées à tout un cortège d'organismes plus ou moins symbiotes ou mutualistes dont le rôle dans les invasions et les perturbations produites reste à élucider.

L'artificialisation des interfaces critiques terre-lac

Ports, enrochements, digues et zones artificialisées qui les accompagnent (infrastructures, bâtiments, etc.) transforment radicalement l'état des écosystèmes côtiers qui constituent les interfaces terre-lac (Sierszen *et al.*, 2012 ; Vadeboncoeur *et al.*, 2011). Les multiples atteintes à l'état naturel de ces frontières entre terre et eau, et notamment la destruction des transitions graduelles et des écotones végétalisés associés, ne sont pas sans risque pour la santé globale du lac.

L'artificialisation opère toujours des modifications de pentes (digues, enrochements) et de substrats (béton, etc.) dont résultent des changements de courants, de flux de matière et d'énergie et donc de connectivité et d'habitat. Les impacts de ces changements sont en général négatifs, en premier lieu pour les espèces inféodées aux habitats littoraux, refuges ou sites de reproduction de la faune (poissons, batraciens) et/ou zones de nourrissages (avifaune, poissons, etc.). Au niveau de la végétation, deux atteintes sont couramment observées : la création de zones d'eau très abritées qui favorise le développement de phytobenthos et de plancton au détriment des herbiers de macrophytes ; la suppression des marais côtiers, milieux critiques pour la biodiversité et la biogéochimie. Selon Wetzel (1992), les marais représentent les « portes métaboliques » du système lacustre (transferts sélectifs de matières organiques, atténuation de la charge solide et polluante). Enfin, la plupart des aménagements littoraux s'accompagnent de la mise en place de toute une série d'obstacles physiques qui entravent la fonction écologique des corridors liant terre et lac.

Maltraitées de toute part, les interfaces littorales deviennent des espaces banalisés, bétonnés et/ou colonisés par les espèces rudérales, à la fois barrières écologiques, points privilégiés d'entrées de polluants (ports, etc.) et lieux de surconcentration des pressions (bruit, plastiques, hydrocarbures, etc.). Toutes ces transformations, bien que côtières et apparaissant comme très ponctuelles vis-à-vis du vaste plan d'eau, font peser des risques sur l'ensemble

de l'écosystème par leurs effets négatifs sur la biodiversité, sur les cycles incluant un couplage littoral-pélagique, et par l'affaiblissement des fonctions biogéochimiques des interfaces.

Au sein des bassins versants lacustres, les interfaces terre-eau (marais et ripisylve) subissent le même type de dégradations quand le mode d'occupation des sols de ces territoires s'artificialise et s'imperméabilise. Cette dynamique, souvent parallèle à celle du littoral des lacs, génère les mêmes conséquences : continuités écologiques perturbées, entrées de polluants dans les milieux aquatiques facilitées et finalement transfert accéléré vers le lac. Ainsi, doublement altéré, le système lac-bassin versant est fragilisé par la perte de milieux critiques susceptibles de tamponner les effets de certains stresseurs. Sa résilience globale s'en trouve très probablement amoindrie.

LES TRAJECTOIRES D'ÉTAT : UNE CHRONIQUE D'EXPOSITION AUX STRESS

Cadrage général

Tous les grands lacs de la planète n'ont pas subi à l'unisson et d'emblée l'ensemble des stress décrits précédemment avec une intensité maximale d'impact écologique et sociétal (figure 2). Nuisances et dégradations environnementales ne prennent en fait de l'ampleur qu'à partir des années 1950. Elles touchent alors surtout des lacs d'Europe et d'Amérique du Nord et se manifestent par un accroissement massif des perturbations relatives à la qualité des milieux et à la salubrité des eaux.

Typiquement, à des perturbations périodiques et localisées (situation caractérisant la pollution de ces grands lacs au début du xxe siècle) succèdent des pollutions chroniques perturbant l'état de l'ensemble du plan d'eau. L'histoire se poursuit jusqu'à nos jours, à la fois par le lent développement de la lutte contre la pollution et par l'émergence en série de nouveaux types de stresseurs et de perturbations : nouveaux usages et nouvelles pratiques rendus possibles par de nouvelles technologies, nouveaux aménagements lourds du littoral et du bassin versant et enfin nouveaux polluants issus des multiples composés produits par l'industrie chimique depuis plus de cinquante ans. À ces pressions mises en

jeu localement s'associent désormais les effets du changement climatique global.

Les stress anthropiques, dans les pays du Nord, se déploient donc selon un historique qui, sur les cinquante à cent dernières années, détermine une longue trajectoire d'état du système lacustre. Cette trajectoire intègre les réponses de l'écosystème exposé à une succession de pressions plus ou moins impactantes et de mesures d'atténuation des nuisances plus ou moins efficaces (réponse sociétale). Le tout (pressions-états-réponses) se réactualise périodiquement. Le séquençage de la trajectoire est sous-tendu par l'évolution interactive de la démographie, des modes de vie, de l'économie, du droit, des sciences de l'environnement et de la technologie, à la fois créatrice et correctrice de certaines pollutions.

Dans le détail, comme nous allons le montrer dans le paragraphe suivant consacré au Léman, chaque grand type de stress a son époque, son intensité, ses éventuels lanceurs et symptômes d'alerte, sa durée, voire son apogée en forme de crise environnementale révélant des dysfonctionnements socio-économiques locaux et/ou globaux (rejets des usines, mauvais système d'assainissement, agriculture trop intensive, etc.). La réponse sociétale consiste en des actions de contrôle qui généralement débutent par des opérations sectorielles de maîtrise ou de compensation des nuisances. Un exemple type est le soutien des populations de poissons (dans le cas du Léman pour l'omble chevalier (Caudron *et al.*, 2014). Cette forme de traitement symptomatique s'avérant fréquemment insuffisante, ce sont les causes du stress, y compris les causes systémiques (l'eutrophisation pour l'omble du Léman), qui deviennent centrales dans la problématique de gestion. Si le stress est maîtrisé, une réduction de l'exposition s'ensuit et permet à l'écosystème soit de se stabiliser, soit d'entrer dans une phase de « récupération », une convalescence à l'issue de laquelle le lac retrouve en partie les usages et les fonctions dégradées. On le dit alors, et souvent un peu vite, restauré, ce qui en langage médiatique est souvent traduit par « sauvé ».

Les tendances générales de la trajectoire d'état décrite ci-dessus, avec sa chronique de pressions et de réponses étalées dans le temps, sa promesse de restauration, sont le produit d'un historique typique, celui du développement des « pays du Nord ». Elle n'est pas

représentative pour les lacs des pays actuellement en voie de développement, dits du « Sud », où tous les stress s'intensifient, se cumulent sur des pas de temps courts, sans véritable mesure d'atténuation, ce qui détermine des états parfois très dégradés (Meybeck, 1990).

Le cas du Léman et sa portée générale

Trajectoire d'état (1950-2020)

Le Léman fournit un modèle bien documenté de trajectoire d'un grand lac subissant et soutenant depuis un siècle le développement urbain industriel et touristique de sa région (figure 8). Nous nous focaliserons sur les dynamiques lac-société associées aux divers stress généralisés de pollution résultant de ce développement récent, pour proposer ensuite quelques réflexions générales sur les axes structurant la trajectoire environnementale de ce lac.

Données issues du géoportail © IGN – autorisation n° 5015-024

Superficie : 580,1 km²
Volume : 89 km³
Longueur : 72,3 km
Largeur : 14 km
Profondeur max. : 309,7 m
Profondeur moyenne : 152,7 m

Temps de séjour moyen des eaux : 11,3 ans
Altitude : 372,05 m
Âge : 35 000 ans
Propriétaires : État (côté français) et cantons (côté suisse)
Structure de gestion et de veille (date de création) : Commission internationale pour la protection des eaux du Léman - Cipel (1962)

---- Frontière

Bassin versant du Léman

Figure 8. Données physiques résumées du Léman, Suisse, France (d'après ZABR, 2015).

Exception faite de quelques perturbations de la fin du XIX[e] et du début du XX[e] siècle – notamment une épidémie de typhoïde à Genève, la surpêche déjà évoquée, des alertes localisées aux contaminations fécales, etc. –, les véritables crises, avec des nuisances généralisées dans le temps et l'espace, commencent, comme dans les grands lacs évoqués précédemment, vers 1955-1960 (Elsig, 2018).

La première grande problématique retentissante est une montée de l'eutrophisation affectant l'ensemble du plan d'eau, qui perturbe d'abord la pêche professionnelle, puis toute une série de services du lac (eau potable, usages récréatifs, ports, etc.), et met à mal sa réputation touristique. L'eutrophisation se développe alors que le constat scientifique d'une généralisation de la contamination fécale des eaux jusqu'en zone centrale et des risques de pollutions est déjà bien établi (Rapin et Gerdeaux, 2013). Dans un premier temps, le scepticisme prévaut et les lanceurs d'alerte sont peu audibles, même quand il s'agit notamment de pêcheurs professionnels voyant concrètement leurs filets se remplir d'algues. Il sera établi par la suite que, pour l'essentiel, le phosphore en excès est le facteur de stress déterminant et que ce polluant provient essentiellement de rejets d'eaux usées domestiques dans le bassin versant du lac (Barroin, 2004 ; Cipel, 1984).

Dans les années 1970, à l'eutrophisation, dont la réalité, les causes et les risques commencent à être pris en considération, s'ajoute une pollution par des ETM dont la signature principale est alors le mercure. Cette pollution s'impose brusquement sur la scène publique grâce à des travaux scientifiques révélant une contamination hors-norme des poissons et des sédiments par cet élément (Loizeau *et al.*, 2013). L'information trouve un fort retentissement, car les faits apparaissent comme une réplique du scandale mondial créé à l'époque par la pollution mercurique industrielle ayant fait des victimes humaines quelques années auparavant au Japon, à Minamata[19]. La contamination du Léman

19. De 1932 à 1966, une usine chimique de la compagnie Shin Nippon Chisso a rejeté des métaux lourds, en particulier du mercure, dans la baie de Minamata, au Japon. Le mercure ingéré et bioaccumulé par les poissons de la baie était ainsi consommé (sous forme de méthyle-mercure) par les habitants. Ceux-ci présentaient différents syndromes neurologiques, sensoriels, moteurs qui ont constitué ce qui a alors été appelé « maladie de Minamata ».

par le mercure dans un tel contexte est perçue comme une menace sanitaire sérieuse et se traduit rapidement par des restrictions administratives portant sur la pêche, un usage emblématique du lac (Anneville *et al.*, 2017), et par l'identification du coupable principal, un rejet industriel dans un affluent majeur auquel il est rapidement mis fin.

Paradoxalement, cet épisode qui perturbe la réputation du Léman a un effet sociétal bénéfique ! Il rend en effet crédible, pour la population et des décideurs jusque-là attentistes ou sceptiques, que ce grand lac, avec sa masse d'eau et son écrin alpin, est « polluable » et que cette pollution est risquée. Une perspective jusqu'alors impensable et donc largement sous-évaluée (une perception trompeuse de l'immensité du Léman ?).

Cette prise de conscience particulière accélère et renforce le déploiement d'une réponse concertée franco-suisse à la globalité de la pollution domestique et industrielle. Les cahiers des charges sont prêts : ils s'appuient sur des rapports techniques et scientifiques antérieurs ayant démontré l'inadaptation globale du système d'assainissement du bassin lémanique alors en place aux divers enjeux de la qualité des eaux, dont la problématique phosphore. L'ampleur de la tâche à accomplir dans la gestion des eaux usées sera mesurée quelques années plus tard par une opération de sciences participatives (Goy *et al.*, 1998) menée par une organisation non gouvernementale (l'ONG Association de sauvegarde du Léman) qui réalise, à partir de 1990, un inventaire citoyen spatialisé des rejets, identifiant dans le vaste réseau hydrographique lémanique près de dix mille points de rejets hors normes.

À partir des années 1995-2000, les causes des premières crises environnementales généralisées (contamination fécale, eutrophisation et mercure) sont globalement maîtrisées par la collecte et le traitement modernisé selon les exigences de l'époque, qui incluent la déphosphatation des sources ponctuelles domestiques et/ou industrielles. L'utilisation des affluents du lac comme récepteurs commodes de pollutions ponctuelles massives est désormais bannie. Des limitations à la source portant sur les entrées de phosphore dans le système, principalement l'interdiction de

composés au phosphore dans les lessives et les produits détergents (du côté suisse, dès 1987), complètent le dispositif de maîtrise.

Une fois obtenue une première baisse significative de la charge externe en phosphore, ce qui a nécessité plus de quinze ans, le lac entre alors dans un long processus écologique de « réoligotrophisation » (Kaiblinger *et al.*, 2009) qui, en une vingtaine d'années, restaure un état trophique et des services considérés comme globalement satisfaisants par la Cipel[20] et par les usagers. En ce qui concerne le mercure, une baisse très importante de sa teneur dans la chair de divers poissons intervient dans des pas de temps comparables, à partir de l'arrêt des rejets en cause. La décontamination de l'écosystème lacustre reste cependant à ce jour encore incomplète : les teneurs en mercure dans les poissons se stabilisent à partir de l'an 2000 à des niveaux certes assez bas, conformes aux normes, mais encore supérieurs au bruit de fond géochimique (voir Le cocktail de micropolluants : un arsenal de perturbateurs discrets et raffinés, p. 102). Des suivis très récents font même craindre une inversion de tendance attribuée aux sources diffuses de mercure (Babut *et al.*, 2021).

Au fur et à mesure que les grands épisodes de pollutions « classiques » décrites précédemment perdent en intensité d'impact et de perception, et que la réglementation progresse, de nouveaux risques émergent et sont, à leur tour, plus ou moins médiatisés. L'attention se porte ainsi sur l'exposition du Léman aux innombrables micropolluants organiques anthropiques transférés au lac à partir principalement de sources diffuses et mobilisées par des écoulements sur les sols cultivés et urbains, les routes et les zones industrielles, les décharges de déchets divers. Les plus anciens à défrayer la chronique locale sont les PCB, mais il en existe désormais bien d'autres. Les composés pharmaceutiques sont une autre famille de micropolluants ; ils proviennent plutôt des eaux usées domestiques. Enfin, depuis peu, c'est la problématique des microplastiques qui s'impose ; elle marque un autre type d'agression sur le milieu lacustre, dont les effets

20. La Commission internationale pour la protection des eaux de Léman (Cipel) est une commission transfrontalière franco-suisse qui travaille depuis 1963 à l'amélioration de la qualité des eaux du lac.

sont encore mal évalués, alors que les flux concernés sont élevés, près de 50 tonnes d'apports par an (Juge et Lachavanne, 2020).

Les modalités de maîtrise des micropolluants mises en place par les gestionnaires consistent principalement à recommander des codes de bonnes pratiques agricoles, industrielles, à favoriser les zones tampons dans le bassin versant, à développer des gestions plus élaborées des déchets et des réglementations plus strictes encore sur les rejets. Ces mesures sont susceptibles d'atténuer les flux. Cependant, jusqu'à ce jour, les charges en micropolluants du Léman persistent et ne cessent de se diversifier. Or la dénomination « micropolluants » ne correspond pas à un « micro-risque » ! La situation est analogue pour la question des plastiques ; les actions restent dans le domaine des incitations, des recommandations générales sur le traitement des eaux et/ou assorties de quelques restrictions locales, en attente de décisions plus globales à venir et relevant de l'échelle nationale et européenne.

En l'état actuel de l'exposition aux stress, deux facteurs de stress polluants du Léman sont donc en plein essor et de notre point de vue en panne de solution à la hauteur des enjeux : le cocktail de micropolluants et le flux de microplastiques. Couplés aux effets du réchauffement climatique, ces polluants composent une synergie multi-stress dont il est raisonnable de penser qu'ils pourraient être des ingrédients clés de la prochaine crise lémanique. Des espèces exotiques envahissantes (dont la moule quagga) pourraient aussi jouer un rôle important dans l'évolution de l'écologie et des usages du système. Face à cette crise prévisible, quelle sera la résilience du système lémanique ?

Portée générale : évolutions du champ de la pollution

La trajectoire d'état du Léman, en matière de pollutions, associe des changements qualitatifs et quantitatifs dans les flux de polluants reçus par le lac au fil des quatre-vingts dernières années, avec des transformations techniques et sociales, des activités humaines du bassin versant. Ces activités génèrent ces flux mais en retour sont à terme contraintes de se transformer pour les réduire, plus rarement pour les anticiper. Quatre composantes principales sociotechniques structurent cette trajectoire. Ces composantes étant inhérentes au

système de développement des pays du Nord, nous pensons que ce schéma évolutif s'applique à nombreux grands lacs de cette zone.

Spatialisation des pollutions

Les modalités de la pollution évoluent avec une tendance à l'élargissement de ses origines géographiques et socio-économiques dominantes. Les origines diffuses mobilisant des polluants associés aux sols agricoles (nutriments, pesticides, etc.) et artificialisés (polluants issus des matériaux urbains, déchets, etc.) prennent progressivement le pas sur les origines ponctuelles (polluants des eaux usées domestiques et des lieux de production industrielle, agricole). Ce relais s'effectue sur la base du succès des opérations de maîtrise des flux ponctuels, un succès relativement facile, car les sources ponctuelles concernent des émissions de polluants concentrées chimiquement et spatialement, donc souvent bien visibles, normables, contrôlables par des technologies mises en place à l'aval de la pollution et ne remettant pas en cause les activités qui la génèrent.

Le ponctuel maîtrisé laisse la place à l'expression, dans les bilans de charge des lacs, des flux de polluants d'origine diffuse. La situation est alors bien différente : les flux sont produits sur de vastes surfaces par l'interaction entre pluie, écoulements et sols ; ils sont sans origine précise, porteurs de forts volumes d'eau, souvent de fortes charges de sédiments et finalement difficiles à maîtriser car non collectables (sauf exception). Leur atténuation est d'autant plus complexe à obtenir qu'elle suppose des changements portant sur des pratiques et des allocations de sol, l'objectif étant de prévenir l'acquisition ou le transfert de la charge polluante. La maîtrise du diffus est donc une question complexe, car plus sociale et politique que technique. La substitution entre le ponctuel et le diffus transforme de ce fait les conditions de gestion de la pollution, le travail de terrain des gestionnaires, les observatoires et même les relations entre gestionnaires et société. L'ingénierie de maîtrise du diffus est décrite de longue date pour les lacs nord-américains par une abondante littérature scientifique, singulièrement sur les pollutions agricoles (voir par exemple Campbel *et al.*, 2005).

Les mêmes évolutions dans la spatialisation et les conditions de maîtrise peuvent être décrites en considérant non plus la pollution dans son ensemble, mais certains polluants individuellement. Ainsi, les flux d'ETM, comme le mercure, ou les

pesticides contaminant l'environnement sont issus d'abord de rejets ponctuels à partir de lieux industriels (usines chimiques, etc.) ; puis, quelques années plus tard, de sources diffuses associées aux innombrables lieux d'usages et de stockage des déchets. Ce phénomène est observé sur le bassin du Léman pour le mercure, mais identifié pour de nombreux composés polluants par les études de métabolisme territorial (Baccini et Brunner, 2012).

Une diversification des polluants

L'évolution générale des sources polluantes pour les lacs comme le Léman s'accompagne d'un changement et d'une diversification dans la nature des molécules impliquées dans les stress polluants : aux polluants « classiques », ceux des années 1960 dominées par des rejets massifs de quelques composés initialement extraits de la nature (phosphore, ETM, etc.) et de quelques xénobiotiques (organochlorés, etc.), succède une pollution faite d'une myriade de micropolluants, aux propriétés moléculaires très variées, perturbateurs écosystémiques, souvent difficilement régulables par le lac (voir Le cocktail de micropolluants : un arsenal de perturbateurs discrets et raffinés, p. 102). L'aboutissement de ces changements dans la nature des polluants est d'ajouter au fond résiduel de polluants classiques un cocktail complexe de micropolluants issus très majoritairement d'une multitude de sources diffuses.

Un champ d'action devenu insuffisant pour une gestion efficace

Face aux crises liées à la pollution, ce sont surtout des leviers d'action locaux qui ont habituellement été activés par les gestionnaires de lacs, avec des réussites reconnues, notamment pour de nombreux grands lacs alpins, en matière de sources ponctuelles, mais des impasses fréquentes concernant les difficiles sources diffuses.

La marge d'action locale des gestionnaires vis-à-vis des diverses pollutions d'origine diffuse est souvent restreinte à des recommandations de « bonnes pratiques », plutôt agricoles, ou à des aménagements de zones tampons. La lutte à la source contre la pollution, telle que l'interdiction des phosphates dans les lessives, est en général hors du champ d'action réglementaire des gestionnaires de lac. Or les flux diffus sont quasi incompressibles sans une approche comprenant un contrôle des entrées ou des restrictions d'usage dans le système bassin-lac. De telles mesures sont difficiles

à implémenter spécifiquement sur un bassin donné isolément, hors du contexte de régulations globales systémiques, nationales ou internationales.

Une reconfiguration permanente

La plupart des étapes de la trajectoire laissent un passif, sous forme de charges internes de polluants issus de stocks dans les sédiments et/ou les sols et d'arrières-effets écologiques (changement de connectivité, de dynamique de populations, etc.). Ces arrières-effets ne seront soldés que sur des temps longs (Alexander *et al.*, 2017). Les crises résolues laissent aussi des actifs tels que des améliorations territoriales dues à la construction d'un système d'assainissement performant et à des changements sociétaux (sensibilisations d'acteurs, création d'ONG, etc.). La trajectoire du Léman au moment de l'eutrophisation l'illustre. Passif et actif participent à la « mémoire » du système en évolution (Barroin, 2004).

L'état actuel du système lémanique a incorporé dans son fonctionnement une série d'actifs et de passifs. Certaines caractéristiques ainsi acquises sont irréversibles et constituent le cadre forçant les évolutions à venir. Les stress d'émergence récents ou récemment identifiés, en l'occurrence le renforcement de la pression des micropolluants et des flux de microplastiques, tout comme les effets du changement climatique se développeront dans ce cadre.

En bref

La trajectoire d'état du Léman, au-delà des particularismes, révèle des logiques d'évolution partagées probablement avec la plupart des grands lacs des pays développés. La tendance est à l'extension du champ d'origine des stress (du local au global) et/ou du champ d'impact sur l'écosystème des stresseurs (vers de faibles doses, temps longs, formes microparticulaires), sans que pour autant s'élargissent les champs d'action du gestionnaire. On trouve là une discordance entre problème et action qui explique certains échecs de restauration.

LA RESTAURATION DES GRANDS LACS, FACE À LA COMPLEXITÉ DES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES

La restauration a pour objectif essentiel de réparer une ou des fonctions écosystémiques dégradées (par exemple, la fonction piscicole) ou de rétablir une structure d'écosystème et un fonctionnement (par exemple, trophique) favorables aux usages. Le terme de restauration est employé ici dans un sens large, et non pas dans le sens du retour à un fonctionnement initial et à une biodiversité originelle, antérieurs à un ou des stress ou typiques d'une période du passé.

Restaurer un grand lac, qu'il s'agisse d'une de ses fonctions ou d'un état plus global, est un défi pour les gestionnaires et une occasion d'expérimentations en vraie grandeur équivalentes à des suivis cliniques pour les scientifiques. Les améliorations attendues dépendent d'un très large ensemble de facteurs comprenant les stress actuels (intensités et durées) et la baisse de résilience due aux stress antérieurs et à l'artificialisation persistante du milieu. Cette complexité est souvent inégalement documentée selon les composantes, si bien qu'il est parfois difficile de distinguer dans ce puzzle la hiérarchie des causes ou de prioriser les altérations à traiter (Battarbee et Bennion, 2012). En outre, seuls certains facteurs dits « de maîtrise » (Barroin, 2004) sont de réels leviers d'action réellement manipulables par une gestion restauratrice. Par exemple, toutes les composantes d'un bilan de phosphore ne sont pas égales en termes de gestion, et il sera plus aisé, pour citer à nouveau en exemple le cas du lac Victoria (encadré 2), de contrôler le phosphore des eaux résiduaires que les apports de phosphore particulaire véhiculés par les poussières atmosphériques. Dans ce contexte général, pour aider à faire les choix stratégiques, rester vigilant aux alertes indiquant des déviations de la trajectoire attendue et gérer les indispensables réajustements d'action au cours de la restauration, il est utile de disposer d'études de cas, en l'occurrence des opérations de restauration,

avec leurs réussites et leurs échecs, dont les conditions initiales et l'évolution ont été enregistrées par des suivis de longue durée.

Les quelques cas présentés ci-après servent de références et illustrent la finesse des interactions et des conjonctions entre stresseurs, la fragilité des résultats obtenus dans la réparation des fonctions face au multi-stress, la difficulté de maîtriser les trajectoires de restauration et enfin les limites vite atteintes des traitements symptomatiques. Les connaissances acquises, y compris les incertitudes qu'elles soulèvent, aident à affiner le cadrage conceptuel des stratégies de restauration. Elles sont, en outre, des leçons de pédagogie, d'écologie en vraie grandeur et des exemples de conduite de politique publique.

ÉCHECS DE MANIPULATIONS CIBLANT LA FONCTION ET LA BIODIVERSITÉ PISCICOLE

La lamproie des grands lacs nord-américains

La lamproie marine (*Petromyzon marinus*) est un poisson parasite qui se fixe aux autres poissons et vit aux dépens des hôtes en aspirant leurs liquides corporels. Elle envahit les grands lacs laurentiens au début du XXe siècle, crée une catastrophe écologique et économique en décimant les populations de poissons, en particulier de truites, ce qui met en péril la pêche (Siefkes *et al.*, 2013). La découverte d'un composé chimique (le 3-trifluorométhyl-4-nitrophénol, ou TFM) détruisant relativement spécifiquement les larves de lamproie permet d'envisager un contrôle à partir du traitement des tributaires, où les larves accomplissent le début de leur cycle de vie dans les sédiments, avant de se transformer et de migrer dans le lac le stade adulte atteint. Un tel traitement est appliqué systématiquement. Les suivis enregistrent alors une réduction d'environ 90 % (Heinrich *et al.*, 2003) des populations de lamproie de ces grands lacs, restaurant ainsi les populations clés pour les pêcheries, comme la truite de lac d'Amérique (*Salvelinus namaycush*) et le corégone de lac (*Coregonus clupeaformis*). Mais des investigations plus poussées montrent que cette baisse spectaculaire des lamproies est aussi due à la multiplication des obstacles physiques liés

aux aménagements hydrauliques des affluents qui gênent leurs indispensables migrations. Or ces aménagements, désormais considérés comme incompatibles avec les objectifs environnementaux, nuisent également à la connectivité nécessaire au cycle de migration et de reproduction d'espèces locales, dont l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*). Les traitements chimiques sont par ailleurs remis en cause : il s'agit désormais de réduire au maximum les applications, d'autant que des résistances sont observées, qu'il existe des effets collatéraux du TFM sur d'autres espèces (esturgeon, mulette), que ce produit a un coût élevé et qu'il est retrouvé dans certaines prises d'eau potable comme dans la baie Missisquoi du lac Champlain (Giroux, 2014).

La baisse de l'intensité des traitements et la restauration de la connectivité hydrobiologique sont deux perspectives qui laissent craindre un rebond de la problématique lamproie et qui signalent qu'il est urgent de trouver des alternatives durables à ce traitement chimique. Le cas de la lamproie illustre bien les limites, vite atteintes, de traitements supposés ciblés, visant à rétablir ou à améliorer isolément une fonction d'écosystème.

La perche du Nil dans le lac Victoria

En Afrique, la célèbre perche du Nil, un gros poisson carnivore ubiquiste, est introduite en 1950 dans le lac Victoria pour améliorer les pêcheries. Vingt-cinq ans après son introduction, elle est devenue l'espèce la plus abondante, la plus pêchée de cet énorme lac, et est souvent considérée comme une menace écologique car ayant provoqué, selon certains auteurs, la disparition de nombreuses populations de poissons endémiques, notamment plusieurs centaines d'espèces de cichlidés[21].

Dans une analyse scientifique détaillée, Paugy et Lévèque (2007) montrent que cette perte considérable de biodiversité piscicole résulte en fait de la conjonction de plusieurs facteurs :
– l'eutrophisation et ses conséquences, avec une extension de zones anoxiques, l'accroissement de la turbidité, la dégradation des

21. Les cichlidés sont une famille de poisson comportant plus de 200 genres et plus de 1 700 espèces que l'on trouve principalement en Afrique, en Amérique centrale et en Amérique du Sud. De très nombreuses espèces sont présentes dans les lacs Malawi et Victoria, où elles se sont diversifiées depuis plus de 12 000 ans.

zones de frayères et donc une mauvaise reproduction des cichlidés, la modification du fonctionnement des réseaux trophiques ;
– l'absence de régulation administrative conduisant à des surpêches et au déclin de certains stocks de poissons autres que la perche du Nil ;
– enfin, la compétition pour l'espace et les ressources entre cette perche et les espèces endémiques de poissons.

L'introduction d'espèces exogènes dans les grands lacs s'apparente à une manipulation de ces énormes écosystèmes et non pas à une simple acclimatation d'un nouvel hôte à ceux-ci. Une manipulation a souvent des conséquences non prévisibles et, dans le cas de la perche du Nil du lac Victoria, négatives et irréversibles, avec la disparition d'espèces endémiques. S'il s'agit d'intensifier la fonction de production piscicole d'un lac, cet objectif économique ne devrait pas être envisagé et poursuivi indépendamment du maintien des autres fonctions et des dynamiques de l'écosystème.

L'esturgeon des grands lacs nord-américains

La conservation de l'esturgeon est un autre type d'échec, celui de la sauvegarde d'une espèce, aboutissant au même constat sur la restauration écologique. L'esturgeon est une espèce benthivore, autrefois abondante ; elle décline dès le début du XXe siècle en raison de la surpêche, et ce, jusqu'à sa quasi-disparition (Haxton *et al.*, 2014). Malgré des dispositions prises dès les années 1920 pour protéger cette espèce dès le constat de son déclin, dont l'interdiction des pêches, aucun retour ne s'est avéré possible, en dépit d'un laps de temps considéré comme suffisant pour une récupération des populations d'esturgeon selon les modèles de dynamique de population (Sweka *et al.*, 2018). Le milieu a en fait été si profondément modifié qu'il ne permet plus la réalisation complète du cycle de vie du poisson. Un ensemble de facteurs accroît sa mortalité aux divers stades de son cycle biologique : sa migration reproductrice est bloquée par la fragmentation hydrologique des tributaires, ses habitats et ses frayères sont dégradés, et des espèces invasives entrent en compétition avec lui. La nouvelle politique de restauration des populations d'esturgeon mise en place récemment tient compte de ces causes multiples et couple repeuplement et restauration écologique, en

l'occurrence restaurations des frayères et mise en connectivité des affluents des lacs.

La leçon à tirer de l'échec de la démarche initiale consistant en une simple interdiction de pêche de l'espèce est la suivante : il est impossible de remédier au déclin d'une population piscicole native sans gérer l'écosystème et les dégradations d'habitat qui affectent les diverses étapes du cycle de vie de l'espèce concernée.

RESTAURATIONS TROPHIQUES : SUCCÈS, RÉMISSIONS, ÉCHECS

À partir des années 1970-1980, plusieurs grands lacs de l'hémisphère nord bénéficient de programmes de restauration destinés à maîtriser les dysfonctionnements résultant de l'eutrophisation (grands lacs américains, grands lacs alpins, etc.). La construction et la modernisation des systèmes d'assainissement des eaux usées sont, en général, les points forts de ces programmes qui ciblent avant tout la maîtrise du phosphore d'origine ponctuelle dans les bassins versants, mais comprennent souvent, en complément, un volet sur la pollution diffuse phosphorée, d'origine agricole. Parfois, une mesure réglementaire d'interdiction des adjuvants phosphatés dans les détergents accompagne le dispositif et constitue une réduction efficace car systémique. Les résultats obtenus sont toutefois mitigés et diversement fragiles, mais riches d'enseignements.

Les succès : du retour aux basses teneurs en phosphore à la réoligotrophisation

Le premier résultat des actions est une baisse des entrées de phosphore au lac, ce qui, après un temps de latence long, se traduit par une baisse progressive de la concentration moyenne en phosphore dissous des eaux du lac (tableau 3) jusqu'à parfois atteindre des concentrations de lacs oligotrophes (< 10 µg P/l). Le temps de réponse du système grand lac est toujours long : au niveau du bassin versant, la mise en place des dispositifs de traitement des pollutions suppose du temps technique et administratif ; au niveau du lac, la réponse à la baisse des entrées résulte d'une baisse

progressive des concentrations internes, en lien avec le temps de séjour de l'eau, mais se compte, quoi qu'il en soit, en décennies. Ainsi, sur trente-cinq lacs (principalement européens, grands et plus petits), il a fallu au moins vingt ans pour observer une baisse significative de la concentration moyenne en phosphore des lacs (Jeppesen *et al.*, 2005). Dans le lac Peipsi, un des cent plus grands de la planète (Estonie et Russie, 3 550 km²), les concentrations continuent actuellement de s'accroître, en dépit de la réduction des intrants observée suite à l'effondrement de l'agriculture russe depuis 1990 (Tammeorg *et al.*, 2017). Dans le bassin du lac Huron (États-Unis, 59 600 km²), la lenteur de la réponse est en partie due à des stocks de phosphore dans les sols et les sédiments hérités de l'occupation passée du bassin versant (Martin *et al.*, 2011).

La baisse des teneurs en phosphore est donc loin de se traduire directement et rapidement en améliorations attendues de qualité des eaux et du milieu. Le succès de la restauration consiste en une « réoligotrophisation » de l'écosystème, ce qui se manifeste aussi par un retour de la transparence et à une production primaire faible associée à des modifications dans le fonctionnement du réseau trophique. De telles évolutions trophiques, en réponse à des actions de maîtrise de la charge externe, ont été observées sur nombre de lacs de plus petite taille (en France, le cas emblématique est celui du lac d'Annecy).

Pour plusieurs grands lacs (Érié, Constance, Balaton, etc.), le processus de restauration obtient des baisses significatives de biomasse phytoplanctonique (Istvanovics *et al.*, 2007 ; Scavia *et al.*, 2014 ; Schindler, 2012 ; Paerl *et al.*, 2018). Pour le Léman, la restauration a longtemps été considérée comme incomplète du fait du maintien de basses concentrations en oxygène dans les eaux profondes, d'une production algale importante et du moindre succès reproducteur d'espèces menacées de poissons lors de la phase antérieure d'eutrophisation (Caudron *et al.*, 2014). Dans le cas du lac du Bourget, son voisin savoyard d'une taille significative mais plus modeste (44,5 km², TRH 9 ans), la dynamique de réoligotrophisation s'est longtemps accompagnée de blooms réguliers de cyanobactéries toxiques (*Planktothrix rubescens*), soutenant le point de vue que la restauration entreprise

était un échec. L'arrêt de ces blooms chroniques s'est produit une fois atteinte une teneur en phosphore très basse (< 10 µg P/l) (Jacquet *et al.*, 2014). Leurs réapparitions très occasionnelles à la faveur de conditions environnementales exceptionnelles ne remettent pas en cause le résultat d'une restauration réussie (Moiron *et al.*, 2021). La dynamique observée au Bourget relève d'une hystérésis « teneur en phosphore-plancton » très marquée mais qui finit bien, un cas à extrapoler cependant avec prudence à l'ensemble des grands lacs à la lumière des trajectoires et de la multi-causalité des échecs retentissants présentés ci-après.

Le lac Vättern, une population piscicole convoitée victime de la réoligotrophisation

Le lac Vättern est un lac froid (Suède, 1 900 km², profondeur maximale 128 m, TRH 60 ans) ayant présenté des signes d'eutrophisation et des blooms dès les années 1960-1965. La maîtrise de la charge externe en phosphore, entreprise dès 1970, permet une baisse spectaculaire et durable de ses teneurs lacustres et des biomasses algales (Willén, 2001). Les concentrations en phosphore retrouvent des niveaux exceptionnellement bas (4-5 µg/P/l), un retour à un état oligotrophe qui, parallèlement à d'autres facteurs (surpêche, changement climatique, espèces envahissantes), s'accompagne d'un effondrement progressif de la population d'omble chevalier (Jonsson et Setzer, 2015).

L'écosystème réoligotrophisé se caractérise par une production primaire faible : son réseau trophique se réorganise mais n'est plus à même de satisfaire aux besoins trophiques de l'omble, malgré des caractéristiques d'habitat qui lui sont par ailleurs très favorables, à savoir des eaux très froides et transparentes. Des usagers du lac, les pêcheurs, y compris professionnels, font donc le constat amer que les performances du service de pêche se dégradent, alors que tous les autres services écosystémiques (notamment l'eau potable pour plus de 250 000 habitants) profitent de la qualité d'eau retrouvée.

Une telle contradiction entre réoligotrophisation et pratique de la pêche n'est pas un cas unique. Elle a été, pour certains petits lacs alpins restaurés, à l'origine de polémiques publiques récurrentes relayant le message de lacs moins poissonneux car « trop

propres » et proposant un relâchement dans le traitement des eaux usées pour assurer le retour à une productivité plus forte (Bryner, 2012). Plusieurs éléments soutiennent une réponse toujours négative à cette demande, qui n'est pas propre au lac Vättern : d'une part, la qualité retrouvée s'accompagne d'un retour de la biodiversité et de l'accessibilité d'usage comme l'eau potable à un moindre coût ; d'autre part, le traitement de déphosphatation mis en place dans les stations d'épuration pour baisser la charge externe du lac élimine également d'autres substances nuisibles adsorbées sur les précipités piégeant le phosphore (nanoparticules, microplastiques, ETM, voir Kay *et al.*, 2018). À ceci s'ajoute le besoin d'anticiper les probables effets du réchauffement climatique sur le cycle du phosphore des lacs (par mobilisation des sources sédimentaires internes). Cette argumentation devrait être d'autant mieux entendue que les buts de la restauration trophique, son inertie et ses incertitudes, ont été expliqués sans faux-semblants, en amont, aux divers usagers. Pour cet exercice de dialogue, le concept de service écosystémique (et de multi-services) apparaît comme un outil conceptuel intéressant à mobiliser (Baulaz *et al.*, 2021).

Le lac de Constance, un succès fragilisé par des reconfigurations biologiques inattendues

La lutte entreprise contre l'eutrophisation du lac de Constance (Allemagne, Autriche, Suisse, bassin du Rhin, 536 km^2, profondeur maximale 251 m, TRH 4,5 ans) a porté ses fruits, avec une teneur en phosphore divisée par dix par rapport aux années 1980, et progressivement ramenée à 6-8 µg P/l, une valeur proche du bruit de fond naturel (Anneville *et al.*, 2005). Cette baisse signe un retour en une trentaine d'années au niveau trophique des années 1950, avec une modification des communautés phytoplanctonique et zooplanctonique. Certaines diatomées et certains cladocères, restés indétectés pendant la longue phase eutrophe, réapparaissent (Wentzky *et al.*, 2020), alors que d'autres taxons favorisés pendant l'eutrophisation déclinent. L'ensemble de ces évolutions s'accompagne d'un retour de la diversité fonctionnelle planctonique, d'une réorganisation du réseau trophique et d'une baisse de la productivité primaire. Il s'ensuit une amélioration bienvenue de la transparence, de la qualité globale des eaux et des

multiples usages qui en dépendent, le tout au prix d'une réduction progressive globale des pêches, en particulier des salmonidés.

Récemment, et depuis quelques années, des phénomènes inattendus se succèdent et modifient cette trajectoire de restauration jusqu'alors considérée comme très positive. Des acquis sont remis en cause et des risques réactivés (Rösch *et al.*, 2018). Tout semble débuter par le développement de profondes modifications dans le comportement des épinoches (*Gasterosteus aculeatus*). Cette population de poissons, introduite au XIXe siècle et originellement cantonnée à la zone littorale, connaît une explosion démographique et un changement d'habitat, préférant désormais l'habitat pélagique au point de devenir dominant dans cette zone. Ce changement d'écologie d'une espèce clé se traduit par un accroissement de la prédation sur les œufs et les stades larvaires des corégones (Baer *et al.*, 2021 ; Lucas *et al.*, 2021), sur les ressources planctoniques, baissant fortement le niveau de recrutement des corégones, et par la réémergence, malgré le niveau resté très bas des concentrations en phosphore, de la cyanobactérie filamenteuse toxique typique des lacs alpins *Planktothrix rubescens*[22].

Bien qu'on ne puisse pas exclure un effet du climat, l'hypothèse d'une cascade de processus déclenchée par une modification de comportement touchant une population piscicole de prédateur est avancée : les épinoches, devenues un acteur clé de l'écologie de la zone pélagique par leur prédation, modifient la composition, et donc le spectre d'action filtrante, de la communauté d'herbivores planctonophages. Ainsi se crée, au niveau du compartiment planctonique, un nouvel assemblage de facteurs biotiques et trophiques, entraînant une reconfiguration des réseaux trophiques dans laquelle *P. rubescens* retrouve, en conditions oligotrophes censées être limitantes pour elle, une composition de niche écologique favorable à son développement. Dans le lac du Bourget, des observations similaires de développement de *P. rubescens* en conditions oligotrophes ont aussi été faites (Moiron *et al.*, 2021).

22. Comme précisé plus haut, cette cyanobactérie toxique présente un risque en cas de bloom pour la qualité de l'eau et au-delà pour tous les services écosystémiques majeurs (eau potable, baignade, pêche, etc.).

Les bifurcations dans la trajectoire du lac de Constance montrent que la lutte contre l'eutrophisation ne consiste pas simplement à rééquilibrer une simple équation biochimique liée au phosphore et/ou à rectifier un bilan de masse. Le cas du Léman illustre aussi cette règle : l'augmentation de l'abondance des corégones consécutive à la réoligotrophisation du lac a, par effet de cascade, réduit la pression exercée par le zooplancton sur le phytoplancton et a ainsi contribué au maintien des biomasses phytoplanctoniques assez élevées, malgré l'importante réduction des concentrations en phosphore du lac (Anneville *et al.*, 2019). L'écosystème lacustre, qui est manipulé pour être restauré, est la résultante d'une écologie complexe, et les bons résultats obtenus dans la maîtrise du phosphore et des symptômes associés de l'eutrophisation pourraient ne tenir qu'à un fil, celui qui tient le système à la merci d'effets inattendus ou de phénomènes évolutifs imprévus qui peuvent apparaître comme aléatoires. En outre, la restauration trophique ne permet en aucun cas un retour à l'état écologique antérieur, censé pour le public être plus « équilibré » : c'est une nouvelle organisation de l'écosystème qui s'est mise en place, inédite, avec des modifications de biodiversité fonctionnelle, de génétique, d'efficience, de niche écologique et, au total, une nouvelle vulnérabilité (Alexander *et al.*, 2017) et une nouvelle résilience. Le retour du fameux bon état de la qualité de l'eau et des milieux peut être cependant contrecarré par l'explosion d'une population native ou d'une espèce invasive, surtout si, combinées à des effets climatiques, ces dynamiques modifient le réseau trophique et sa capacité de régulation du phytoplancton jusqu'à mettre hors-jeu les facteurs limitants observés antérieurement.

Le lac Érié, un échec signé par une réémergence de blooms toxiques

Le lac Érié (États-Unis, Canada, 25 700 km^2, profondeur maximale 64 m, TRH 2,6 ans) s'eutrophise massivement à partir des années 1950 (forte baisse de la qualité des eaux et prolifération de cyanobactéries). Dans les années 1990, après une décennie d'amélioration notable et reconnue de la qualité des eaux due à la réduction de la charge externe en phosphore par la maîtrise des flux d'origine ponctuelle (International Joint Commission, 2014), la partie ouest de cet énorme lac se trouve confrontée

à un basculement de la composition des communautés phytoplanctoniques et au développement corrélé de nouvelles espèces potentiellement toxiques de cyanobactéries non fixatrices d'azote, dont surtout *Microcystis aeruginosa*, productrice de toxines et à l'origine de blooms massifs. L'essor de ce phénomène est attribué à l'augmentation du rapport N/P des eaux du lac, conséquence d'un double effet d'accroissement des entrées d'azote et de baisse de celles de phosphore. La spéciation des entrées d'azote est aussi évoquée comme facteur favorisant ce type d'efflorescence et la toxicité qui lui est associée (Newell *et al.*, 2019). La transformation progressive des conditions chimiques se produit alors que les concentrations en phosphore, redevenues basses, restent malgré tout probablement insuffisamment limitantes pour la production biologique, ce qui laisse le système ouvert à des réponses multifacteurs.

Les limnologues considèrent qu'il s'agit d'une forme de « réeutrophisation », une dynamique qui impliquerait, en conjonction avec les nutriments, leurs spéciations et leurs ratios, d'autres facteurs de changements (climat et hydrodynamique). La gestion s'adapte à cette nouvelle donne scientifique et prône désormais une réduction ciblant à la fois les flux d'azote et de phosphore, une stratégie de co-limitation mise en place malgré les surcoûts pour le traitement des eaux usées engendrés par ce choix (Newell *et al.*, 2019 ; Paerl *et al.*, 2018).

En bref

Les modèles conceptuels de la restauration trophique devraient intégrer l'idée que la baisse d'intensité d'un stress réalisant jusqu'alors un forçage majeur sur l'écosystème (par exemple, la charge externe en nutriments phosphatés) libère l'expression interactive d'autres facteurs (par exemple le climat, l'azote), avec des conséquences écologiques difficilement prévisibles. C'est ce que propose le concept d'*ecological surprise* (Filbee-Dexter *et al.*, 2017) validé par les deux cas précédents des lacs Érié et de Constance. Les grands lacs dont la taille et l'inertie rendent si lentes les phases initiales des changements d'état lors des restaurations trophiques et qui montrent un fort effet

d'hystérésis passent à des états améliorés mais en fait métastables[23]. En conséquence, ils sont susceptibles de dévier des trajectoires attendues, du fait de hasards, de phénomènes évolutifs ou de reconfigurations biotiques induites par des conjonctions de stress multifactoriels de faibles intensités, mais agissant sur un champ de processus écologiques favorisant leur propagation. La métastabilité est couramment observée dans les systèmes écologiques (Giraudoux et Lebreton, 2018).

UN FUNESTE ÉCHEC DE GESTION HYDROLOGIQUE : LA DÉSERTIFICATION DE LA MER D'ARAL

La mer d'Aral, un vaste lac endoréique[24] d'eau salée peu profond, est en cours de disparition (Asie centrale, Kazakhstan, Ouzbékistan, 66 000 km², profondeur moyenne 8,7 m). Ce grand lac, autrefois 4e grand lac mondial, subit depuis les années 1960 une baisse progressive et dramatique de surface et de volume (– 75 % !), aboutissant à la fragmentation en deux, puis trois sous-unités du plan d'eau initial (Cretaux *et al.*, 2013). L'assèchement est causé par un considérable déséquilibre du bilan hydrique lacustre dû à une intensification massive des prélèvements d'eau réalisés sur deux de ses plus grands affluents et destinés à irriguer des cultures de coton et de riz implantées par la planification de l'époque soviétique, dans des territoires adjacents quasi désertiques (Micklin *et al.*, 2014). La puissance du déficit hydrique provoque un recul des côtes (jusqu'à 80 km). La salinité augmente pour atteindre désormais des valeurs de 30 à 100 g/l (soit une multiplication par 3 à 10 de la teneur initiale en sels des eaux). Les espèces endémiques de poissons ont presque entièrement disparu (Aladin et Potts, 1992 ; Aladin

23. Un état métastable correspond à un état d'apparence stable, mais qu'une perturbation peut amener rapidement vers un état encore plus stable. Sans perturbation significative, la vitesse de la transformation conduisant à l'état stable peut être très faible et, en réponse à une perturbation ciblée, la transformation peut être quasi instantanée.

24. Un lac endoréique ne se déverse pas dans une mer, et ses eaux, superficielles ou non, restent dans une cuvette fermée (par exemple, le lac Tchad).

et al., 2018), provoquant un effondrement de la pêche doublé d'une crise sociale majeure.

La réduction de la taille du lac s'accompagne de la perte des effets tampons climatiques que le plan d'eau exerçait sur sa vaste zone littorale, avec un accroissement des températures diurnes et nocturnes ainsi que des contrastes saisonniers (Roget et Khan, 2018). Les zones asséchées, plusieurs milliers de kilomètres carrés, se transforment en un désert de sable salé et fortement contaminé par des pesticides, des ETM et des résidus d'essais d'armement (Breckle *et al.*, 2011 ; Ge *et al.*, 2016). Le désert néoformé est devenu une source de poussières polluées et salées, mobilisées par l'érosion éolienne et transportées par les vents à grande distance, avec des impacts environnementaux notables : salinisation des sols et accélération de la fonte des glaciers du bassin versant (Abuduwaili, 2010 ; Xi et Sokolik, 2016). Aux emplois perdus pour des milliers de pêcheurs s'ajoutent de graves problèmes régionaux de santé humaine (mortalité infantile élevée, infertilité). Ils sont dus aux poussières toxiques issues des zones désertifiées et à la trop forte salinité des eaux de boisson (Gulmira *et al.*, 2018).

Une digue construite en 1992 pour permettre la remontée du niveau dans le petit lac d'Aral a permis de maintenir, dans cette sous-unité, une salinité modérée de 20 g/l (soit le niveau de la Baltique) et de restaurer des pêcheries mais, à l'exception de ce résultat modeste, une gestion hydrologique concertée entre les six pays se partageant le bassin de la mer d'Aral peine à voir le jour du fait de blocages géopolitiques et économiques (Burnett, 2016). Le choix de restaurer la mer d'Aral ne fait pas l'unanimité politique. Les conséquences d'une gestion hydrologique irrationnelle semblent donc devenues irréversibles. Elles prennent la dimension d'une catastrophe socio-écologique globale, affectant à la fois la qualité et la biodiversité du milieu aquatique, des milieux terrestres environnants, ainsi que la santé et le mode de vie des populations humaines riveraines, le tout à une échelle continentale.

La mer d'Aral est un cas extrême aboutissant à une désertification partielle (figure 2). Ce cas montre, de manière exemplaire,

la puissance des intrications reliant destructions écologiques d'un très grand lac, santé des populations riveraines et fonctionnement de leurs sociétés. D'autres cas moins extrêmes de grands lacs dégradés par de lourdes pollutions ont fait l'objet d'études décrivant de tels liens et soutenant l'idée d'une écologie globale de la santé, humaine, environnementale et sociale. Parmi ces études, on peut citer celles du lac Titicaca (poissons contaminés aux métaux lourds, santé des pêcheurs et de leurs familles, etc., voir Bouhassoun *et al.*, 2018) et du lac Victoria (cyanobactéries toxiques, micro-organismes pathogènes, voir Humbert et Quiblier, 2022). La dégradation du milieu lacustre met en péril l'écosystème et ses ressources, menace la santé des riverains en devenant, soit toxique, soit source de pathogènes, et enfin désorganise les sociétés locales. Les défis économiques et humains de ce type sont planétaires à court terme et immenses. Ils sont au cœur d'un nouveau champ de recherche sur la santé globale (concept de One Health[25]).

25. One Health : « une seule santé ». Ce concept, initié au début des années 2000, fait suite à la recrudescence et à l'émergence de maladies infectieuses, en raison notamment de la mondialisation des échanges. Il repose sur un principe simple, selon lequel la protection de la santé de l'homme passe par celle de l'animal et de leurs interactions avec l'environnement. La santé animale, végétale, la santé de l'environnement et celle des humains sont donc intimement liés (https://www.inrae.fr/alimentation-sante-globale/one-health-seule-sante).



NOUVEAUX STRESS ET NOUVEAUX DÉFIS DE GESTION

EN TOILE DE FOND : LE MULTI-STRESS GÉNÉRALISÉ

L'actualité pointe de temps à autre une menace spécifique (microplastiques, espèces exotiques invasives, etc.) susceptible d'endommager irrémédiablement et à court terme la santé ou les services clés d'un grand lac. Pourtant, c'est surtout l'exposition de la plupart des grands lacs à des combinaisons inédites de multi-stress, certes différenciées selon les lacs, mais incluant toujours le climat et des menaces émergentes, qui inquiète la communauté des limnologues. Ce sont d'ailleurs des perturbations à stress multiples qui expliquent certains des échecs des opérations de restauration des grands lacs décrites précédemment.

La dynamique socio-économique actuelle produit partout du multi-stress environnemental sous des formes de plus en plus complexes et diversifiées (voir « Le cas du Léman et sa portée générale », p. 78). Certaines nouveautés sont désignées comme stress « émergents ». Souvent, quand il s'agit de micropolluants, ils ne sont pas encore pris en compte dans les normes et sont de détection ou de reconnaissance récentes. Les émergents actuels se recrutent principalement dans la catégorie des micropolluants organiques et des microplastiques et nanoplastiques.

Le multi-stress exerce une pression critique car il ouvre la voie à des effets synergiques agissant en divers points et simultanément sur diverses composantes de l'écosystème, ce qui démultiplie les probabilités de réaliser des changements d'état à risque. Évidemment, la combinaison et l'intensité relative des composantes du cocktail de stresseurs varient : le cocktail se décline et se hiérarchise spécifiquement selon le lac considéré, parfois selon la sous-unité du lac. Une étude récente concernant les

cinq lacs Laurentiens (Smith *et al.*, 2015) fournit un diagnostic d'exposition basé sur des avis d'experts qui identifie plus de 50 classes de stresseurs affectant significativement ces très grands lacs, et finalement désigne comme menaces majeures de ce vaste ensemble sous pression deux stress relevant du changement planétaire global : le changement climatique et les espèces exotiques envahissantes.

Face aux combinaisons multi-stress qu'ils subissent, qui se renouvellent et se complexifient, un petit nombre de grands lacs ont deux atouts maîtres.
– Ils possèdent un réseau efficace de collecte et de traitement des eaux usées. L'existence d'infrastructures de base permettant de réduire les charges polluantes d'origine ponctuelle facilitera l'implémentation d'une nouvelle génération de traitement des eaux usées lorsque cela deviendra indispensable.
– Ils sont gérés, observés, surveillés. Problèmes et risques sont étudiés, administrés et médiatisés. Ceci signifie que des ONG et des lanceurs d'alerte sont généralement audibles et que des études scientifiques et des réflexions prospectives sont disponibles pour hiérarchiser et recentrer éventuellement les axes d'action. Le suivi des grands lacs favorise l'évaluation, puis la prise en compte des stress émergents.

Malheureusement, tous les grands lacs du globe ne bénéficient pas d'un cadre scientifique et technique, voire politique, aussi favorable. Dans les pays du Sud, souvent à forte démographie, la priorité est donnée à la croissance économique, sans que cela ne s'accompagne de mesures à la hauteur des enjeux du contrôle environnemental général, et en particulier de la collecte et du traitement des eaux usées. Les lacs de ces régions subissent en conséquence, à pleine intensité et simultanément, toute la gamme des stress, dont des flux de polluants de toutes natures (nutriments, micropolluants) et d'origines multiples (ponctuelles et diffuses), un concentré menaçant à court terme pour l'écosystème lacustre, la qualité et la quantité des services qu'il rend. Des solutions techniques à la pollution par les eaux usées sont disponibles, mais les systèmes d'assainissement à mettre en place seraient souvent à créer de toutes pièces, ce qui serait extrêmement coûteux. À noter que le modèle technique

classique en place de longue date dans les pays du Nord n'est pas forcément à reproduire tel quel.

Malgré des éléments de contextes socio-économiques, des états écologiques et des gestions radicalement différentes, tous les grands lacs des régions anthropisées de la planète se trouvent exposés, avec divers degré d'intensité, à un fond de pression multi-stress quasi universel et constitué par : la présence de micropolluants en cocktail ; les pollutions par les plastiques ; le changement climatique, ses effets multiples et en particulier ses interactions avec l'eutrophisation. Ce fond de pression déborde en version atténuée dans les zones peu anthropisées (propagations atmosphériques). Le défi scientifique à relever est, dès lors, de créer les conditions d'une mise sous observation généralisée des grands lacs, tout en construisant avec les gestionnaires et les politiques des approches systémiques adaptées aux contextes locaux qui, en l'occurrence, peuvent être déclinées à des échelles continentales.

LE COCKTAIL DE MICROPOLLUANTS : UN ARSENAL DE PERTURBATEURS DISCRETS ET RAFFINÉS

Le terme « micropolluant » désigne des composés chimiques problématiques présents dans l'environnement à des teneurs faibles, dites « traces » (micro ou nano g/l), et essentiellement mis en circulation accélérée ou créés et introduits dans l'environnement par des activités humaines. Ces envahisseurs discrets sont des ETM et une myriade de molécules organiques anthropiques, telles que pesticides, hydrocarbures, détergents, composés médicamenteux, cosmétiques, PCB, HAP, plastifiants, soit un ensemble très diversifié sur le plan moléculaire de substances de synthèse issues de la chimie et de la pharmacie. Ce catalogue moléculaire compte actuellement des dizaines de milliers de composés, dont nombre de « xénobiotiques »[26] persistants. Plus de 110 000 molécules sont recensées par la réglementation européenne récente, un inventaire qui comprend sans

26. Un xénobiotique est une substance étrangère à un organisme qui va interagir avec lui.

cesse de nouvelles classes de molécules mises en circulation. L'allongement parallèle de la liste des indésirables jugées prioritaires par la DCE, et donc à particulièrement surveiller, est le marqueur d'une inflation quasi incontrôlée de composés à risque, qui pour la plupart ne se révèlent écotoxiques… qu'une fois dispersés et bioaccumulés.

Les micropolluants des grands lacs sont majoritairement associés aux activités humaines du bassin versant et du littoral (Cornell, 2020). Ils proviennent de rejets hospitaliers, industriels, d'eaux usées diverses et des écoulements en période de pluie, érodant, lessivant et corrodant les zones cultivées et urbaines. Ils sont issus de traitements médicamenteux humains et vétérinaires, de la protection des cultures, des constructions (substances anticorrosives, retardateurs de flammes, peintures, etc.), du bois d'ouvrage traité, des plastiques, des routes, des toits, des tuyaux, etc. La vie quotidienne utilise également de nombreux micropolluants tels que produits de nettoyage et de bricolage, produits lessiviels, cosmétiques, médicaments, additifs alimentaires. Une partie de ces micropolluants transférée *via* le réseau des eaux usées n'est pas retenue par les stations d'épuration. Leur abattement nécessiterait des compléments technologiques entraînant un surcoût financier.

Le cumul des micropolluants constitue une menace globale pour la santé des écosystèmes aquatiques, pour celle des consommateurs les ingérant et/ou des opérateurs les manipulant. Mercure, cadmium et PCB sont célèbres de longue date pour avoir pénalisé, pour des raisons sanitaires, les usages piscicoles de plusieurs grands lacs associés à des environnements industriels polluants (Loizeau *et al.*, 2013 ; Bhavsar *et al.*, 2007 ; 2010). Les suivis réalisés montrent que ces contaminations perdurent, en particulier au niveau de la chair de certains poissons, des décennies après les mesures prises pour en maîtriser les sources. Ces durées longues résultent du temps de persistance élevé de ces composés, à la fois dans les systèmes sources (bassin et activités humaines) et dans les écosystèmes réceptacles où ils sont souvent bioaccumulables. Pour certains ETM (mercure, cadmium, plomb, etc.), les niveaux de contamination résiduelle post-interdiction des rejets industriels semblent souvent se stabiliser à des niveaux

supérieurs au bruit de fond naturel. La raison en est probablement la multiplication des micro-sources diffuses liées à l'utilisation des produits les contenant ou à leurs déchets. On peut faire l'hypothèse que d'ici peu, l'objectif de la décontamination ne sera plus, pour ces substances, un retour au bruit de fond géochimique, mais plutôt à un « bruit de fond anthropique », ce qui revient à prendre acte d'un niveau de pollution considéré comme incompressible (Babut *et al.*, 2021).

L'attention portée au dossier des micropolluants organiques anthropiques s'est accrue depuis quelques années, en raison, certes, des problèmes posés par leur persistance dans l'environnement et de la difficulté à maîtriser leurs sources diffuses, mais aussi de la diversité croissante des molécules constituant le cocktail micropolluant et de la présence, parmi celles-ci, de nombreux perturbateurs endocriniens avérés. Ces perturbateurs ont une action biologique mimétique des hormones humaines et animales. L'affinité biochimique de ces composés pour des sites actifs humains conduit logiquement, en considérant l'unité biochimique du monde vivant, à suspecter que, même à des teneurs très faibles, ils puissent induire des perturbations majeures chez bien d'autres organismes vivants. Ce potentiel perturbateur vaut pour toute une gamme de composés, notamment pesticides et, bien entendu, résidus médicamenteux.

Les impacts généraux des micropolluants sont d'ores et déjà suffisamment documentés pour qu'il n'y ait aucun doute sur l'existence de risques importants à terme pour les écosystèmes lacustres. Il est clairement établi que ces substances, même à basses concentrations, sont des perturbateurs de l'écosystème (voir « Stresseurs chimiques, p. 50), car ils altèrent la survie, la reproduction et le comportement des diverses catégories d'organismes lacustres, en particulier du zooplancton et des poissons (Blair *et al.*, 2013 ; Chèvre et Gregorio, 2013 ; Codling *et al.*, 2018 ; Metcalfe *et al.*, 2019 ; Schwarzenbach *et al.*, 2006). Les mécanismes en cause restent à préciser plus finement. Faute de connaissances stabilisées, les gestionnaires utilisent pour caractériser l'état des lacs des normes, quand elles sont disponibles, que les scientifiques estiment bien peu adaptées.

En fait, c'est tout un champ de recherche nouveau qui s'ouvre, car le mode d'action environnemental de certains de ces micropolluants s'avère mal décrit par les relations dose-effets classiques, surtout s'il s'agit de mélanges. Une complexité inattendue à laquelle s'ajoute le temps long des interactions dans nombre de grands lacs. Quoi qu'il en soit, l'extrême diversité des sites moléculaires biologiquement actifs du cocktail de micropolluants et la multiplicité des cibles vivantes susceptibles, à tous les niveaux de l'écosystème lacustre, de dysfonctionner en y étant exposé permettent d'envisager une synergie des perturbations, et la propagation de multiples effets désorganisateurs, même à fortes dilutions.

Toute prospective sur la trajectoire d'état des grands lacs, et celle de leurs usages, suppose donc des mises en garde, à défaut des progrès de connaissance sur le forçage écosystémique global réalisé par le cocktail de ces micropolluants. Prévoir cet impact global reste particulièrement complexe, du fait de l'extrême diversité des agents et d'un contenu de cocktail évoluant sans cesse, deux caractéristiques qui donnent un degré de liberté immense aux effets sur l'écosystème et aux « surprises écologiques » en résultant. Une telle situation pourrait pousser les scientifiques à envisager un point de vue statistique sur les impacts macroscopiques, une forme d'« écotoxicologie statistique ». Quant aux acteurs de la décision environnementale, la sagesse voudrait qu'en conséquence ils appliquent le précieux principe de précaution.

Un dernier point à considérer, et qui devrait amener lui aussi à plus d'anticipation et de précaution, est celui de la bioaccumulation dans les chaînes trophiques. Ce processus écologique, qui réalise une augmentation des concentrations de micropolluants le long de la chaîne trophique, amplifie les impacts perturbateurs de la biodiversité (Yamamuro *et al.*, 2019) jusqu'à atteindre des seuils de toxicité aiguë, et crée des risques pour la consommation humaine. Sont concernés non seulement ETM et PCB, mais également certains pesticides comme les organochlorés et les néonicotinoïdes, qui respectivement posent depuis longtemps ou vont probablement poser d'ici peu des problèmes vis-à-vis des populations de poissons et des services associés. Les risques dus à l'effet cocktail des micropolluants sur les grands lacs sont devenus un sujet d'inquiétude pour le futur de ces écosystèmes et

de leurs ressources. Cette inquiétude, partagée par tous les scientifiques et les gestionnaires, s'applique singulièrement aux lacs en convalescence post-eutrophisation. Des progrès dans la prise en charge de cette question par des régulations administratives systémiques sont attendus, en particulier au niveau européen. La lenteur observée des décisions tient à des difficultés scientifiques, méthodologiques (suivis) et théoriques (écotoxicologie de l'effet global), et aux ressorts socio-économiques puissants qui sous-tendent cette pollution. Les mécanismes qui produisent ce problème planétaire et sa déclinaison au niveau des grands lacs semblent difficilement contrôlables à court terme.

FLUX DE PLASTIQUES : UN MULTI-PERTURBATEUR DÉMASQUÉ

Les matières plastiques sont constituées de polymères non métalliques anthropiques, de poids moléculaires élevés, mélangés à des additifs destinés à améliorer leurs performances (colorants, antioxydants, retardateurs de flamme, etc.). Nombre de ces additifs sont classés comme polluants organiques persistants. Leur production industrielle commence dans les années 1940 et ne cesse de s'accroître depuis, pour atteindre actuellement 400 millions de tonnes par an, provenant à 90 % d'hydrocarbures fossiles. Ces composés, longtemps marqueurs de modernité, s'accumulent dans l'environnement aquatique mondial et, découverte récente pour beaucoup, le contaminent. Le problème est en fait posé depuis les années 1970 (Carpenter et Smith, 1972), mais il est désormais spectaculaire, mondialisé et considéré comme un risque majeur pour les organismes vivants et les écosystèmes, grands lacs compris (Earn *et al.*, 2021). Si les risques associés aux déchets de plastiques de grandes tailles sont au cœur de la médiatisation pour leurs effets spectaculaires, les microparticules et les nanoparticules[27] plastiques ne sont considérées dangereuses que depuis quelques années.

27. La taille d'une microparticule est comprise entre 0,1 et 100 µm, celle d'une nanoparticule est inférieure à environ 100 nm.

Les publications scientifiques qui sont consacrées aux plastiques dans l'environnement aquatique dressent le portrait d'une pollution particulièrement complexe et dangereuse, à la fois physique et chimique. Sous forme micrométrique ou nanométrique, les plastiques persistent dans le milieu, s'accumulent dans certains tissus animaux, dans les organes de filtration et les branchies en particulier, et sont transférables, *via* les chaînes trophiques, y compris à des produits de consommations humaines. Ils sont aussi les vecteurs de composés chimiques toxiques, de perturbateurs écosystémiques notoires, comme des ETM, et d'autres micropolluants organiques émergents bien connus tels que les phtalates ou le bisphénol. Les plastiques favorisent la dispersion dans l'environnement de ces micropolluants, tout en réalisant aussi leur surconcentration localement dans des zones d'accumulation liées aux courants lacustres. Ils pourraient également contribuer à la dispersion de contaminants microbiens insérés dans des biofilms colonisant leurs surfaces.

Vu leur taille, microplastiques et nanoplastiques sont très biodisponibles et ingérés par les détritivores et les planctonophages. De fait, ils affectent potentiellement tous les organismes aquatiques. Des expérimentations suggèrent que même des algues unicellulaires peuvent être affectées (Yokota *et al.*, 2017). Le degré de contamination des poissons, quel que soit le régime alimentaire considéré, est élevé (Wootton *et al.*, 2021). La contamination se traduit notamment par des réductions de croissance des individus ou des perturbations de la ponte. Le mode d'action des divers microplastiques au niveau de l'écosystème est encore mal identifié et encore moins bien mesuré.

Bien qu'étudiés plus récemment en ce qui concerne la pollution plastique, les grands lacs s'avèrent aussi pollués que les océans. Des nettoyages citoyens du littoral relèvent jusqu'à 80 % de plastiques dans les macrodéchets de toutes natures déposés sur des plages des lacs Laurentiens. Les fortes concentrations en microplastiques de toutes sortes sont associées au littoral urbanisé, par exemple au large des grandes villes. Dans les sédiments du lac Ontario, les concentrations moyennes relevées sont d'environ 900 microparticules par kilogramme de sédiment sec (Earn *et al.*, 2021). Les apports aux grands lacs sont assurés essentiellement

par les affluents, et là aussi les ordres de grandeur sont impressionnants : les sédiments du fleuve Saint-Laurent contiennent jusqu'à 1 000 particules sphériques de microplastiques par litre de sédiment, les entrées de débris plastiques dans les lacs Laurentiens représentant environ 10 000 tonnes par an. Dans le cas du Léman, le ruissellement urbain s'avère une source majeure de microplastiques, car il transfère les particules produites par l'usure des pneus : les micro-caoutchoucs contribuent en effet pour plus de 60 % aux 50 tonnes par an du flux total de plastique arrivant au lac (Juge et Lachavanne, 2020).

Tous les plastiques résistent à la décomposition dans le milieu naturel et ont une persistance particulièrement élevée, jusqu'à plusieurs centaines d'années. La simple fragmentation des déchets en microparticules, puis en nanoparticules, forme bien plus contaminante, peut s'étaler sur un siècle. Compte tenu des énormes quantités rejetées et stockées depuis les années 1950 dans les bassins versants, les eaux et les sédiments, il est clair que le pic de contamination en micro et en nanoplastiques est devant nous et que la question du plastique sera un enjeu majeur pour les prochaines générations d'usagers des grands lacs.

Malgré ces prévisions sans appel et le constat largement partagé du problème, les moyens mis en œuvre pour combattre cette pollution particulaire d'un genre nouveau, aux stocks et aux flux gigantesques en lien avec la vie courante et aux probables multiples effets directs et indirects, sont encore timides. Les actions reposent sur des efforts locaux de ramassage de macrodéchets et sur du recyclage ou une promesse de recyclage. Le recyclage est d'ailleurs pour certains experts une solution au mieux partielle (à l'échelle planétaire, 91 % des plastiques ne sont pas recyclés ; Parker, 2017) ; pour d'autres, c'est carrément un « mirage » (Gontard, 2021). On peut donc sans risque parier que le scénario de gestion qui se dessine sur ces bases sera tendanciellement insuffisant pour réduire significativement les entrées dans le milieu aquatique. Quant au stock, il est irrécupérable. En fait, la maladie de civilisation liée aux plastiques, dont la prise en compte débute sans un traitement de fond, compte tenu des quantités et de la durée de vie des plastiques en stock dans

l'environnement lacustre, restera inévitablement un problème majeur des grands lacs pour les décennies à venir.

LE CHANGEMENT CLIMATIQUE, EFFETS MULTIPLES ET RISQUE DE RECHUTE DE L'EUTROPHISATION

La charge externe en phosphore s'étant accrue durant les trois dernières décennies pour la majorité des plus grands lacs des pays du Sud (Fink *et al.*, 2018), l'extension de l'eutrophisation (voir « Les maladies de civilisations les plus courantes des grands lacs », p. 55) et des risques d'eutrophisation à l'échelle planétaire est la règle (figure 9). Exception faite des quelques grands lacs restaurés au point de vue trophique (voir « Restaurations trophiques : succès, rémissions, échecs », p. 90), c'est donc en général sur des milieux eutrophes ou en cours d'eutrophisation que s'exercent les effets du changement climatique. Celui-ci pourrait amplifier les effets de l'eutrophisation, réduire ses seuils de déclenchement et compliquer les actions de restauration lacustre.

La hausse des températures restructure le fonctionnement trophique de l'écosystème :
– par une hydrodynamique modifiée qui favorise la désoxygénation du fond, et donc le relargage associé de nutriments phosphatés susceptibles d'entretenir l'eutrophisation par une charge interne ;
– par des changements dans la composition planctonique au profit de cyanobactéries ou de dinoflagellés, mieux adaptés aux nouvelles conditions environnementales et potentiellement toxiques ;
– en facilitant l'arrivée d'espèces invasives, déstabilisant habitats et réseau trophique.

Un autre phénomène est prévisible en lien avec les évolutions thermiques : la modification des peuplements piscicoles au profit de petites espèces omnivores. La forte pression de prédation alors exercée sur le zooplancton diminuerait le contrôle biologique des nuisances algales, ce qui pourrait exacerber les symptômes de l'eutrophisation (Jeppesen *et al.*, 2012b).

Le bilan hydrique est un autre opérateur de l'interaction climat-eutrophisation. Le manque d'eau pourrait se traduire par une moindre dilution du phosphore lacustre favorisant l'eutrophisation. Le même résultat est attendu si les apports externes s'accroissent, du fait d'une pluviosité peut-être moins abondante, mais plus active en matière de ruissellement et mobilisant donc plus de phosphore du sol du bassin versant ou si les flux sortant du lac diminuent. Les changements de régime hydrologique pourraient aussi, à mode d'occupation des sols inchangé, modifier le rapport N/P des flux entrant au lac, car azote et phosphore n'ont ni les mêmes origines spatiales, ni les mêmes conditions de mobilisation et de transfert hydrique (respectivement lessivage et ruissellement). Le ratio N/P étant un régulateur stœchiométrique des dynamiques planctoniques (Chorus et Spijkerman, 2021), sa modification n'est pas sans risque de provoquer des proliférations, même à niveau bas de phosphore (Reinl *et al.*, 2021), comme le montre la réeutrophisation du lac Érié (voir « Restaurations trophiques : succès, rémissions, échecs », p. 90). Enfin, il reste à envisager la perturbation des relations biologiques entre affluents et lacs, du fait d'étiages très prononcés, voire d'assecs.

Tout cet ensemble d'effets devrait atteindre sa pleine intensité pour la fin du siècle (Jenny *et al.*, 2020). Les divers effets devraient alors se conjuguer et interagir pour stabiliser les états eutrophes déjà établis ou pour relancer les trajectoires vers l'eutrophisation pour les lacs plus ou moins restaurés, avec en conséquence une remise en cause des services écosystémiques. La stratégie de maîtrise de l'état trophique devrait donc être réévaluée, pour chaque situation de lac, en fonction du niveau actuel d'eutrophisation et de la hiérarchie des services attendus.

Pour les grands lacs considérés actuellement comme restaurés, il s'agit de savoir si, pour prévenir les risques de réeutrophisation dus au changement climatique, une nouvelle étape de réduction de la charge en phosphore est indispensable. Il s'agirait notamment d'éviter une baisse des services les plus exigeants en qualité d'eau quand ceux-ci sont la priorité absolue. Une nouvelle baisse pourrait induire une réorganisation fonctionnelle de l'écosystème lacustre. Si les lacs en question sont profonds comme le Léman,

une dynamique probable serait alors l'ultra-oligotrophisation de la zone pélagique, avec des teneurs en phosphore extrêmement basses, faute de brassages hivernaux profonds et donc fertilisants (Salmaso *et al.*, 2018) (figure 3). Il s'ensuivrait une réduction de la production primaire pélagique. La production générale du lac serait alors dominée par une production littorale et soutenue par les échanges de matières aux interfaces terre-eau, sous réserve du bon état de celles-ci. Ce modèle d'évolution met en avant l'importance préventive de renforcer la protection du littoral, de renaturer ses marais et ses herbiers.

Pour les lacs eutrophes et à restaurer, il sera probablement nécessaire d'envisager un effort de réduction drastique de la charge en phosphore, c'est-à-dire bien supérieur à la norme des années 1980, et de prévoir des temps de restauration plus longs. Dans tous les cas, les décisions nécessiteront une information du public en continu, en lien avec les pas de temps et la complexité des réponses de ces vastes écosystèmes.

LES DÉFIS DE LA GESTION LACUSTRE

Seules quelques dizaines de grands lacs sont gérées, parfois depuis des décennies, par une instance de gestion environnementale opérationnelle (lacs nord-américains et européens pour l'essentiel). Un peu partout sur la planète, des systèmes d'observatoires sont en gestation avec, en perspective, la volonté de mise en gestion des plus grands lacs mais souvent sans disposer des moyens nécessaires (Victoria, Titicaca, Baïkal, etc.). Toutes les gestions devront à court terme adapter leurs pratiques ou perspectives aux défis locaux et globaux.

La « bonne gestion » actuelle

La bonne gestion environnementale type des grands lacs est une construction multi-acteurs, interdisciplinaire, délibérative, ayant un mandat d'action et appuyant ses décisions sur des références et des modèles écologiques, techniques et politiques.

Les dossiers à traiter intègrent inévitablement des représentations de l'objet grand lac et des principes basés sur des valeurs.

Ils s'inscrivent dans un temps long (plusieurs décennies, compte tenu de l'hystérésis « pression-réponse » des grands lacs). Les différents services écosystémiques des lacs et leurs exigences catégorielles de qualité des eaux et des milieux sont au cœur de ce dossier, des enjeux et des décisions. Une première difficulté est d'arbitrer, dans un panel d'actions nécessaires, celles prioritaires au maintien ou à la restauration de certains usages ou services spécifiques. Ce type de décision ne repose pas que sur des dossiers scientifiques, mais englobe des considérations sociales et administratives. Il est aussi nécessaire en général d'investir dans une gestion d'anticipation cherchant à minimiser les impacts du changement climatique, à prévenir des espèces invasives ou des proliférations de cyanobactéries (Kakouei *et al.*, 2021).

Les actions envisagées dans ce cadre du long terme jouent sur deux leviers clés : influencer les évolutions des modes d'occupation des sols du bassin versant (pour y intégrer des incitations et des règlements visant à la protection des eaux) et assurer l'entretien et l'amélioration des réseaux d'assainissement (pour maintenir leurs performances à la hauteur des enjeux). Le mandat de gestion, même s'il existe des espaces d'initiatives, ne permet pas de prendre en charge des causes systémiques plus globales, qui par exemple supposeraient de modifier des réglementations nationales et/ou de donner un cap d'action à des échelles territoriales dépassant largement l'échelle du système grand lac. Bien entendu, les gestionnaires ne manquent pas de faire pression au niveau national ou international pour que de telles réglementations soient adoptées. La gestion comprend aussi du court terme pour des actions immédiates en anticipation de risques avérés : toute la question est alors de faire, dans l'urgence, des choix compatibles avec la forte inertie qui caractérise le système.

Il est possible d'identifier quatre acteurs principaux qui, chacun avec sa compétence et sa légitimité, contribuent à cette gestion concertée : les citoyens (usagers, associations), les scientifiques (sciences de l'eau et sciences humaines), les politiques et les gestionnaires administrateurs. Citoyens et scientifiques ont souvent un rôle de lanceurs d'alerte sur des situations dégradées. Les scientifiques sont de plus en responsabilité de diagnostiquer l'état de santé de l'écosystème, c'est-à-dire de documenter

rationnellement l'état écologique global du lac et son évolution temporelle (voir « Les observatoires limnologiques : des instruments indispensables », p. 43), de mobiliser en conséquence les modèles écosystémiques explicatifs, d'en préciser les incertitudes, et enfin d'intégrer aux analyses les processus relatifs aux relations lacs-sociétés. Le croisement de ces approches est nécessaire aux débats, puis à la prise de décision politique et à l'action (figure 9).

Compte tenu des connaissances scientifiques, du cadrage institutionnel, des enjeux identifiés et des choix décisionnels d'actions, le pilotage de la gestion lacustre s'appuie généralement sur un tableau de bord, outil rassemblant des indicateurs d'état et d'évolution du système lacustre et des objectifs planifiés à atteindre sur un pas de temps donné. Les mesures sont réalisées en général dans le cadre d'un observatoire (voir « Les observatoires limnologiques : des instruments indispensables », p. 43).

Les connaissances mobilisées pour la gestion et son tableau de bord sont largement interdisciplinaires. La gestion lacustre suppose de mener l'action sur le système limnique, c'est-à-dire à la fois sur le plan d'eau et sur le territoire du lac (Bartout et Touchart, 2017). L'amont des lacs (tributaires, bassins versants emboîtés, apports atmosphériques) doit être pris en compte, car il contrôle les apports hydrauliques et chimiques (voir « Transferts de pression entre bassin versant et lac », p. 26). La gestion suppose en conséquence de disposer des connaissances d'autres disciplines (sciences de la Terre) et d'ingénieries (traitement des eaux usées, aménagement du territoire, etc.) pour faire en sorte que les politiques d'aménagement de ces bassins versants soient compatibles avec les choix de gestion lacustre.

Si les liens bassin-lac, amont-aval, sont intuitifs pour comprendre l'état d'une masse d'eau lacustre, l'aval d'un grand lac, souvent matérialisé par un fleuve, peut également exercer une certaine pression à son amont sur la gestion du lac. Celle-ci repose le plus souvent sur un volet quantitatif, porté par des besoins en eau du territoire aval pour l'irrigation, l'industrie, l'énergie ou la ressource en eau potable (voir « Le syndrome du changement climatique », p. 67).

Finalement, une « bonne » gestion nécessite une connaissance holistique du lac et de son environnement territorial proche et lointain, amont et aval, naturel et humain, matrices des décisions de gestion locale intégrant nombre de problématiques, de contraintes et de points de vue « non lacustres ». Ce fonds de connaissance va bien au-delà de l'habituel duo lac (masses d'eau)-bassin versant hydrologique.

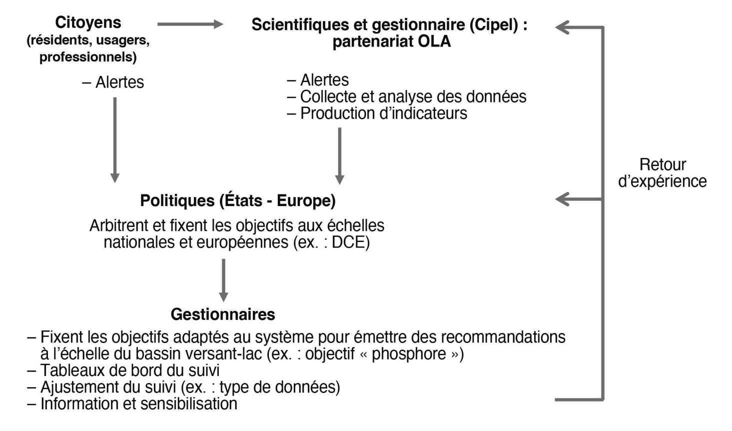


Figure 9. Organisation des différentes compétences contribuant à la gestion des grands lacs.

Dans cet exemple tiré du Léman, l'Observatoire des lacs (OLA) contribue à fournir des éléments scientifiques de suivi du lac, permettant d'éclairer la décision publique, en fonction de l'état écologique, sur la fixation d'objectifs de qualité et leur temporalité, puis d'évaluer les résultats des actions de restauration et l'état écologique lacustre obtenu, ce qui peut nécessiter une révision des objectifs (gestion adaptative). À noter que d'autres structures technico-scientifiques fournissent des données concernant le bassin versant et les pressions liées aux activités humaines. Les données OLA sont accessibles au public ; les scientifiques sont chargés de la veille bibliographique et les gestionnaires, de la veille administrative.

Les défis du futur : une transition des pratiques de gestion

Les méthodes de travail, les outils d'observation et les protocoles de gestion des lacs sont désormais validés et reproductibles. Les dispositifs de gestion génèrent des actions de restauration de la qualité des eaux et des milieux, de remédiation et/ou de soutien des services écosystémiques. Bien entendu, le fonctionnement de la gestion se heurte fréquemment à des

limitations de ressources humaines, techniques et budgétaires. Mais les limitations résultent aussi des cadrages institutionnels qui cantonnent le champ d'action des gestionnaires de lacs aux actions sociotechniques portant sur le couple lac-bassin versant. Cette contrainte porte en germe l'impuissance à résoudre certains types de problèmes, dont l'échelle est largement extraterritoriale ou qui nécessiterait un autre cap au développement territorial (Bartout et Touchart, 2017). Cet état de fait est une faiblesse critique des dispositifs de gestion actuels face aux enjeux des décennies à venir. Dans les prochaines années, à court terme, la façon de traiter et de prioriser les divers services écosystémiques rendus par les grands lacs pourrait évoluer sous la pression de la transition énergétique. La gamme des usages devrait très probablement s'étendre dans nombre de lacs, sous la pression de besoins accrus en eau d'irrigation et en énergie, et d'exigences accrues du public sur la qualité des milieux et la biodiversité. Ceci n'ira pas sans créer des compétitions entre services et de nouveaux besoins d'arbitrages du multi-usage. La gestion pourrait donc, dans bien des cas, avoir à organiser la fin des grands lacs anthropisés tous usages.

Parallèlement, les stresseurs changeront de nature, d'intensité et d'échelle, créant de nouvelles combinaisons d'impacts entre changement climatique, pertes de biodiversité, espèces invasives, menaces chimiques, nouveaux usages et usagers. La réponse à ce défi obligera à rechercher des solutions innovantes de maîtrise, de nouvelles contraintes pesant sur les usages du lac et/ou le développement territorial associé au lac. Tout converge donc pour pousser à reconfigurer la gestion, une part de son contenu, de ses priorités et peut-être surtout son champ d'application. Il ne s'agit pas de remettre en cause les valeurs, les principes de base et les procédures, mais d'adapter les modes et les institutions de gestion des grands lacs, de tracer le contour d'un système d'actions élargi. L'objectif reste bien de mieux protéger ces précieux écosystèmes en tant que tels (notamment le bien commun essentiel que représentent leurs services de régulation de la qualité des eaux et des milieux) et de préserver et de sécuriser leurs usages de base (ressource en eau, tourisme, pêche).

Plusieurs axes de réflexion peuvent être proposés dans ce contexte.
– Mieux prendre en compte l'urgence en matière de climat et de perte de biodiversité. Compte tenu des processus planétaires de changement climatique et des menaces de développement des espèces invasives (liées à la mondialisation des échanges), toute action de gestion des grands lacs devrait être optimisée par un développement concerté au minimum entre pays riverains, mais si possible surtout à l'échelle continentale. Préparer cette perspective demande de créer une coordination internationale relative aux grands lacs, impliquant des scientifiques (en particulier *via* des réseaux d'observatoires) et des gestionnaires (mise en commun de méthodologies d'action) et constituant un fondement pour des accords régionaux et internationaux de gestion. Une telle coordination existe déjà, avec plus ou moins de succès, pour des lacs internationaux entre pays riverains (grands lacs alpins : Suisse, France, Italie, etc. ; nord-américains : États-Unis, Canada ; Titicaca : Bolivie, Pérou ; Victoria : Ouganda, Kenya, Tanzanie ; Kivu : République démocratique du Congo, Rwanda). Qui prendra cette initiative pour élargir le champ de la gestion des grands lacs ?
– Promouvoir une gestion adaptative intégrant une réflexion poussée sur la balance entre exigences de réponse sur usages immédiats (temps courts) et bénéfices à long terme pour la société. La gestion adaptative est une contrainte exigeante pour les équipes impliquées et nécessite des synthèses périodiques, des remises en question, des apprentissages, des analyses de retours d'expérience, etc. Elle incite à se doter d'une capacité d'anticipation sur les risques et les besoins à venir qui pèsent sur les grands lacs. Une telle capacité de « prospective sur les systèmes lacustres » est à développer, en particulier pour évaluer les interactions entre stresseurs locaux et globaux et mettre en place une politique d'actions de prévention, en complément de la traditionnelle action en réaction. La responsabilité de cette avancée possible échoit aux scientifiques.
– Réduire drastiquement et partout les cocktails de micropolluants et la mise en circulation de nouvelles substances chimiques de synthèse, qui les réactualise sans cesse et rend la science de l'environnement impuissante. Le danger majeur de telles

substances est et sera de générer des effets révélés uniquement sur le long terme, à des échelles d'action qui n'ont jamais été et ne seront jamais testées en laboratoire. Ce cocktail, associé au pic à venir de plastique, est une bombe à retardement pour la santé et les usages des lacs. Il est donc indispensable d'aller au-delà de la surveillance, de la détection analytique, et de développer des recherches de pointe orientées vers la compréhension des relations causes-effets. Il faut surtout promouvoir et appliquer un principe de précaution minimal visant la réduction drastique de ces flux, ce qui devrait être au sommet des agendas politiques.

– Mieux intégrer la diversité spatio-temporelle des grands lacs : compte tenu de leurs volumes, de leurs morphologies souvent complexes et des dynamiques biologiques spatialisées, les grands lacs sont des écosystèmes très hétérogènes. Une gestion adaptée, reposant sur une connaissance scientifique plus fine, doit prendre en compte ces hétérogénéités, du littoral au large, de la surface au fond, de la berge et de la zone benthique au pélagique. Ceci passe par un effort d'échantillonnage (maillage plus resserré dans le temps et l'espace), d'analyses renforcées, par la disponibilité de séries de longues durées, de suivis grâce à de nouvelles méthodes comme l'imagerie satellite. La question est celle des moyens à mobiliser.

En bref

Les enjeux d'une gestion future nécessitent de mieux intégrer et former les populations riveraines et les décideurs à tous niveaux. Les usagers du bassin versant sont en fait souvent très découplés du lac et des bénéfices de ses services (éloignés socialement ou géographiquement). L'enjeu est de communiquer plus et de trouver une organisation de gestion qui permette de reconnecter le lac et ses services avec l'ensemble du territoire (amont) supportant des contraintes de développement liées aux impératifs de bon état du plan d'eau. Le principe d'une telle gestion est de mettre en place une rétroaction positive état du lac-état du bassin versant-état des sociétés humaines associées. Mais il s'agit tout autant de former les décideurs ayant en charge les grandes dynamiques socio-économiques nationales sur la complexité et la fragilité des écosystèmes sur lesquels celles-ci s'appliquent.



LES GRANDS LACS : AUX BONS SOINS DE LA LIMNOLOGIE

Comme la plupart des écosystèmes continentaux, les grands lacs sont sous la pression de nombreux stress générés aux échelles locales et globales par le développement des activités humaines. Les dégradations de la qualité des eaux et des milieux qui en découlent peuvent être considérées comme d'authentiques maladies environnementales de civilisation, avec leurs causes systémiques, leurs variabilités géographiques, leurs ensembles cohérents de symptômes et leurs traitements plus ou moins curatifs.

Un état écologique dégradé, pathologique et remettant en cause l'intensité et la qualité des services écosystémiques produits est désormais une situation largement répandue parmi les grands lacs. Des services aussi importants que l'approvisionnement en eau douce et en produits de la pêche sont actuellement fréquemment menacés ou limités. Or ces services, au même titre que la plupart des services de régulation, sont des biens communs qui font partie des solutions disponibles ou envisagées pour contrer une part des effets négatifs du changement climatique. Il s'agit en premier lieu d'assurer une fourniture en eau douce et en fraîcheur à un monde qui se réchauffe et va devoir, en conséquence, affronter d'inquiétantes contraintes sociales, dont localement des questions de survie pour les populations, et des contraintes écologiques puissantes, dont un renforcement de l'exposition des milieux aquatiques aux pressions polluantes et climatiques. La crise de l'énergie rajoutera nécessairement un surplus de contraintes à la gestion des ressources des grands lacs, en rendant plus complexe l'accès aux services, y compris d'approvisionnement, voire en créant une compétition entre services[28]. La mise en œuvre d'opérations

28. *Via* la nécessaire reconfiguration des dépenses en énergie, la concurrence pour les ressources financières, mais aussi *via* des changements de perceptions et de priorités sociétales et donc d'affectation de crédits.

de restauration sera aussi également affectée car devenant plus exigeante et coûteuse en énergie et en financements, tout en étant plus que jamais nécessaire.

Face à ces perspectives, il est pertinent, de notre point de vue, de promouvoir l'idée d'un élargissement sociétal accru de la limnologie lacustre. L'enjeu scientifique et la responsabilité de cette discipline sont désormais de construire avec d'autres disciplines le fonds de connaissances nécessaires pour, d'une part, faire reconnaître l'importance environnementale et sociétale planétaire des grands lacs et, d'autre part, améliorer les cadres théoriques et opérationnels servant à la gestion de ces socio-écosystèmes. L'enjeu est de promouvoir une gestion sur le long terme, n'hypothéquant pas le futur et systémique, c'est-à-dire traitant la source des problèmes. Tout aussi cruciale est l'alerte qu'il faut faire entendre sur l'inadéquation entre l'état des lieux actuels de ces macro-écosystèmes et le besoin impératif de leurs ressources pour l'humanité. Précisons, pour ne donner aucun prétexte à l'inaction, que les connaissances actuelles de la limnologie, bien qu'à compléter, sont d'ores et déjà suffisantes pour instruire les objectifs environnementaux et sociétaux reconnus comme urgents : l'écologie lacustre, les facteurs de stress affectant les grands lacs, les grands types de dégradation qui en résultent, les difficultés de restauration de leur qualité des eaux et des milieux, etc., sont en effet bien documentés. Les connaissances sur les effets du changement climatique et sur leurs multiples interactions avec les autres types de stress sont au cœur de toutes les recherches actuelles ; elles sont à la disposition des gestionnaires une expertise des risques et de leur prévention.

Les défis scientifiques à relever pour améliorer l'aide à la décision, accompagner des gestions de prévention et de restauration de grands lacs sont nombreux et communs avec l'écologie générale. Une priorité pourrait être donnée à des verrous de recherche tels que l'identification des points de rupture, aussi bien écologiques que sociétaux et interactifs entre processus sociaux et écologiques, la détermination des capacités de charge maximales, la modélisation des trajectoires lacustres et des risques de dégradation en relation avec les divers types d'exposomes, le tout en tenant compte d'une particularité : les grands lacs sont

des socio-écosystèmes à dimensions continentales. Leur taille, leur inertie et la complexité des composantes sociétales associées en font des cas d'école pour une réflexion interdisciplinaire sur la gestion pérenne des ressources écologiques planétaires (océans, Amazonie, forêts boréales… et grands lacs !). Dans cette perspective, il existe un atout majeur, les observatoires, certes en nombre insuffisant, mais qui permettent de caractériser les trajectoires d'état de ces grands systèmes écologiques, en incluant les approches de rétro-observation issues de la paléolimnologie, de les comparer, de mettre en référence les quelques cas cliniques d'opérations de restauration aboutissant à des réussites ou des échecs (les échecs sont aussi informatifs que les succès quand on sait les analyser). Ce chapitre final n'est qu'une amorce de ce vaste sujet : les leçons à tirer de la connaissance de l'histoire récente des grands lacs.

COMPLEXITÉ DES MÉCANISMES ET DES TRAJECTOIRES ÉCOLOGIQUES LACUSTRES

Des mécanismes de dégradation complexes conduisant à un mauvais état écologique

Les grands lacs sont victimes de l'accélération planétaire des flux de matières et d'énergie, une dynamique qui pousse la consommation des ressources et des services de régulation de ces écosystèmes au-delà de leurs capacités de charge et de leurs pouvoirs tampons. Les perturbations consécutives sont en général multi-stress et systémiques : le mauvais état qui en résulte est global et dû à de multiples atteintes interactives à divers niveaux de fonctionnement de l'écosystème. Cependant, un stresseur unique, à impact relativement spécifique, peut très bien aboutir à une perturbation systémique associée à un mauvais état écologique global si son effet initial, se propageant en cascade dans l'écosystème, se démultiplie, notamment en désorganisant des interactions biotiques clés. Il est surtout important de considérer qu'une perturbation globale écosystémique peut se produire à partir de dérèglements ciblés, puis bioamplifiés. De tels mécanismes, difficiles à prévoir, font craindre l'impact, même à faibles concentrations mais sur des temps longs, de substances

micropolluantes, perturbateurs endocriniens, composés génotoxiques, etc., qui pourraient s'avérer des perturbateurs écosystémiques globaux par des effets délétères multigénérationnels et en cascade, parfois amplifiés par des bioaccumulations.

La puissance des perturbations écosystémiques dépend, quelles qu'en soient la nature et les modalités, de l'intensité et de la durée des phénomènes générant le ou les stress, sur tout ou partie de l'écosystème. Pour les plus grands lacs, fragmentés en sous-unités plus ou moins individualisées (zones côtières ou pélagiques, par exemple), le mauvais état n'est souvent pas d'emblée généralisé. Il existe même quelques rares cas où une grande partie du lac est encore quasi « naturelle », comme le lac Baïkal, du fait de sa profondeur et de sa taille (mais pour combien de temps ?). Ceci autorise des reports de services que l'on va chercher par exemple plus loin dans le lac, comme l'eau potable dans le Baïkal. Une telle situation ouvre la porte à une mise en attente des actions de maîtrise du problème, le bien connu : « on verra plus tard ». Quand les perturbations anthropiques des propriétés physiques et/ou chimiques et/ou biologiques du lac se généralisent, ce sont la qualité puis l'existence des services écosystémiques qui sont progressivement remises en cause. Une fois toutes les possibilités de report spatial ou fonctionnel épuisées, un point de rupture est alors atteint.

Construction des trajectoires d'anthropisation

L'état actuel d'un grand lac est le produit d'une trajectoire écologique construite à la fois par le développement, sur des pas de temps longs, des caractéristiques hydro-écologiques propres et par l'histoire des pressions anthropiques (histoire récente, exposome). Pour la plupart des trajectoires, l'anthropisation devient structurante une fois que l'urbanisation et l'industrialisation des activités humaines dans le bassin versant sont enclenchées. Au-delà de ce schéma général, il existe une variabilité non pas tant sur les composantes du fond de pressions anthropiques subies, qui sont presque un peu partout de même nature, mais surtout sur l'intensité relative et la chronologie d'émergence des pressions, qui diffère selon le contexte géo-historique et socio-économique associé au lac, avec une forte opposition Nord-Sud.

Les lacs nord-américains et européens inscrivent dans leur trajectoire récente une anthropisation marquée, se déroulant par séquences sur presque un siècle, et qui a laissé le temps pour l'expression à la fois de toute une gamme de pollutions et de surexploitations, mais également pour des actions de maîtrise de ces pollutions et de réglementation de l'usage des ressources. Dans ce contexte, le mauvais état global actuel, souvent décevant, est attribuable à des échecs d'opérations de maîtrise et de restauration, souvent pas assez intégrales, trop timides ou trop tardives, différant les remises en cause difficiles (par exemple, la lutte contre les pollutions diffuses ou contre les micropolluants et le bannissement de substances écotoxiques majeures). Le mauvais état persistant de certains grands lacs peut aussi s'expliquer par des affaiblissements de la résilience du système du fait de passifs non soldés, comme une charge interne en polluant ou des reconfigurations irréversibles du système écologique.

Cependant, il existe aussi quelques réussites : après plusieurs décennies de dégradation, on observe depuis les années 1980 une amélioration remarquable de la qualité écologique de quelques grands lacs, en particulier en Europe, suite aux prises de conscience et à la mise en œuvre d'actions de restauration soutenues par les progrès de la connaissance scientifique et l'action des pouvoirs publics. Mais de nombreuses raisons nous portent à croire que ces quelques grands lacs mondiaux restaurés avec succès ne sont pas pour autant tirés d'affaire. À peine restaurés, ils restent soumis à un ensemble de stress émergents, les nouvelles sources et formes de polluants, le changement climatique, l'arrivée d'espèces exotiques envahissantes et la poursuite de l'artificialisation du milieu. Cette combinaison inédite pourrait rendre dangereux les niveaux de pollutions résiduels, jusqu'à présent acceptés si ce n'est acceptables, accroître la vulnérabilité des écosystèmes et menacer la bonne expression récemment retrouvée de leurs multiples fonctions écosystémiques (et donc des services afférents). Une évolution négative dans un futur proche n'est pourtant pas une fatalité, car ce type de grand lac dispose d'un environnement général favorable, avec un système sociotechnique solide et éprouvé (assainissement, méthodes et services de gestion, observatoires lacustres, etc.), souvent des

usagers et des ONG mobilisés par la qualité retrouvée du bien commun et des pouvoirs publics déterminés.

Dans les pays du Sud (Afrique, Asie, etc.), la situation est tout autre. Les grands lacs sont depuis quelques décennies soumis simultanément à toutes les pressions, typiquement à toute la gamme des pollutions, accompagnée d'introductions d'espèces et de surexploitations (cas, par exemple, du lac Titicaca ou du lac Victoria). Ces grands lacs cumulent donc un ensemble de stress de haute intensité dus à la fois à des pollutions « classiques » (mais pas ou peu traitées, ETM, nutriments) et à des pollutions émergentes (micropolluants, substances non encore réglementées), le tout dans un contexte de changement climatique et/ou d'arrivée ou d'introduction d'espèces indésirables. Sans progrès significatif à court terme dans la maîtrise des flux polluants, les perturbations cumulées continueront à s'intensifier, les dégradations de l'état écologique s'aggraveront, et surtout se généraliseront, créant des problèmes sanitaires et sociaux.

Le risque majeur est l'irréversibilité des transformations ainsi induites. Le contexte démographique, économique et parfois géopolitique rend en général très difficile la mise en place, à court terme et malgré l'urgence, d'une politique visant globalement le contrôle des pollutions, la maîtrise des transformations néfastes de l'occupation des sols des bassins versants et la fin du pillage de certaines ressources. En fait, actuellement, seule la taille gigantesque de certains de ces lacs explique que leurs points de rupture écologiques et sociétaux n'aient pas encore été atteints !

QUELQUES GRANDES LEÇONS DE LA GESTION DES GRANDS LACS

Un lourd passif : les défis de la pollution

En matière de pollution des grands lacs, trois défis principaux et mondiaux sont à relever :

– la pollution par les nutriments (essentiellement le phosphore) : bien que « classique », elle reste presque partout dans le monde trop forte, ses impacts sont et seront très probablement amplifiés

par les changements climatiques en cours ; cette pollution est bien connue ;
– les micropolluants : une composante de la pollution difficile à caractériser, car extrêmement diversifiée chimiquement, en partie imprévisible dans sa composition, ses effets cocktail, ses impacts bioamplifiables et d'expression multigénérationnelle et, enfin, ses multiples provenances (activités urbaines, agricoles, industrielles) ; la seule certitude est qu'il s'agit d'un risque majeur de santé globale pour les lacs, l'environnement en général et la santé publique ;
– les microplastiques et les nanoplastiques, pour lesquels on reste également dans l'incertitude en ce qui concerne les stocks lacustres et le devenir de ceux-ci, leurs effets sur les organismes aquatiques et à l'échelle des écosystèmes ; une certitude, les flux seront très difficiles à réduire du fait de l'omniprésence des plastiques dans la vie courante et la production économique.

Les réponses à ces défis ont un dénominateur commun qui est aussi un point clé de l'adaptation des grands lacs au changement climatique : retrouver la pleine qualité des plans d'eau et de leurs affluents en termes de chimie, de fonctionnements écologiques et de services rendus. Un tel but nécessite à court terme de créer des programmes de gestion et de restauration ambitieux, traitant le système lac-bassin versant-société dans sa globalité, avec des exigences prioritaires en matière de qualité et de résilience des lacs, incluant une approche réglementaire limitative de certains modes de consommation et de l'occupation des sols, bassin versant et littoral.

Dans les pays et régions du Nord, les objectifs de qualité renforcés exigent de s'attaquer (enfin) aux pollutions diffuses – en considérant bien qu'elles ne sont pas qu'agricoles mais tout aussi urbaines. L'objectif est difficile à porter car certaines activités, certains types d'agriculture et certains aménagements seront à réorganiser, voire à arrêter, et certaines pratiques, matières actives et matériaux seront à bannir ou à fortement limiter dans les bassins versants concernés. Mais cette priorité sur les flux diffus est justifiée, car ces discrets flux polluants, en plus des risques sanitaires pour les populations, exposent les grands lacs au risque de rester, voire de redevenir, eutrophes par affaiblissement des

services de régulation et/ou de ne plus être en capacité de fournir les services écosystémiques attendus.

Dans les pays du Sud, la situation est à nouveau très différente : presque tout reste à mettre en place. Pour différentes raisons, ces pays, qui sont aussi directement ou indirectement nos principaux fournisseurs de biens de consommation, n'ont souvent qu'une esquisse de dispositif de collecte et de traitement des diverses familles d'eaux usées ; leurs normes environnementales sont moins exigeantes et les autres types de pressions anthropiques restent peu maîtrisés. Les infrastructures et les réglementations indispensables à réaliser d'urgence concernent aussi bien la collecte et le traitement des eaux usées domestiques et industrielles, que la maîtrise des usages et le devenir de l'eau dans les processus de production, ainsi que la gestion de la pollution diffuse et des déchets. Dans ce contexte, une question clé est de savoir si les dispositifs techniques, réglementaires et socio-environnementaux construits depuis plus de cinquante ans en Europe et en Amérique du Nord, ayant permis le succès de certaines restaurations et qui servent de référence, sont transposables à ces pays, eu égard aux gigantesques investissements qu'ils supposent. Au-delà de cette question méthodologique, plus en amont en termes de causalité, une mise en place de modèles de développement humain, industriel et agricole beaucoup moins destructifs pour les grands lacs est un impératif. Le défi de la pollution est international, la réponse très probablement aussi. Une initiative est attendue.

Restaurer un lac, c'est faire évoluer vers un autre système

La lutte contre la pollution des grands lacs est au départ considérée comme un coût pour la société, sans prendre en compte (ou insuffisamment) que leur dégradation a elle aussi un coût économique et humain (celui de l'amoindrissement ou de la perte des services écosystémiques). Les opérations de maîtrise des pollutions mises en œuvre dans un passé récent, pour éviter plus de dégradation et tenter de restaurer certains des grands lacs, ont mobilisé d'énormes efforts et moyens financiers, humains et matériels. L'objectif central était toujours de maintenir ou de rétablir quelques services clés dont la perte aurait créé un

préjudice moral et/ou économique inacceptable. C'est le cas pour la fourniture d'eau potable, la pêche d'espèces commerciales ou emblématiques, le maintien de la biodiversité emblématique et l'accès à des services récréatifs, avec le tourisme à la clé.

L'expérience acquise lors des actions de restauration bien documentées produit des connaissances qui aident à construire le cadre général d'une gestion écologique des grands lacs. Cette gestion ne peut qu'être à la fois réparatrice et préventive. Il s'agit en effet à la fois de solder les dégradations passées, de traiter les causes actuelles de mauvais état et de préparer le système lac-bassin versant-société à faire face aux futurs stress et aussi aux conséquences du cocktail changement climatique-eutrophisation-micropolluants-espèces invasives.

Les quelques succès obtenus en Europe et en Amérique du Nord en matière de restauration trophique de grands lacs peuvent servir de références sur les difficultés à surmonter et sur les impasses à éviter. Ils montrent tout d'abord la lenteur de la réversibilité complète des dégradations. Les échecs ou les demi-succès observés résultent d'imprévus et/ou d'une mauvaise connaissance ou anticipation de la complexité des réponses écosystémiques, voire d'une action trop centrée sur les symptômes, à défaut de pouvoir agir sur les causes. Des interactions biotiques multiples, dont on ignorait préalablement l'existence, ou dont on sous-estimait l'importance écosystémique, peuvent se manifester et empêcher d'atteindre l'objectif prévu. La multiplication des usages, le cumul d'impacts individuellement faibles, les artificialisations accrues, les espèces invasives, etc., semblent susceptibles d'augmenter la probabilité de tels scénarios.

Le succès d'une restauration ne signifie ni le retour à un état écologique initial (« pré-perturbation »), ni surtout à un état originel « pristine ». L'écosystème lac peut retrouver ses fonctions écologiques et socio-économiques, mais il s'est profondément transformé lors de la trajectoire mixte « dégradation-restauration ». Pour les grands lacs restaurés, cette trajectoire, qui est de l'histoire récente, se déroule sur plusieurs décennies (jusqu'au siècle), un pas de temps suffisant pour que s'esquissent des évolutions génétiques plus ou moins adaptatives de certaines espèces, se

mettent en place de puissantes réorganisations trophiques, enfin se constituent et se maintiennent des stocks de polluants au niveau benthique dont la mobilisation potentielle peut finir par diminuer au fil des années (transformations géochimiques, enfouissement). Les conditions et les régimes de transfert bassin versant-lac sont également profondément modifiés lors de la trajectoire. Les usages et les perceptions évoluent aussi, créant parfois des effets en retour positifs : c'est le cas des innovations techniques qui confortent et valorisent l'accès aux ressources restaurées ou des prises de conscience de la valeur écologique et sociétale des grands lacs. À ce titre, la notion de One Health pourrait bien être le nouveau cadre conceptuel porteur des actions de restauration.

Finalement, le système lac-bassin versant-société restauré est inédit : il rend à nouveau les services lacustres attendus, mais avec une nouvelle structure écologique, marquée par des reconfigurations biotiques et trophiques, des stocks résiduels de matières potentiellement réactivables, des espèces invasives, de nouveaux « acteurs » usagers du plan d'eau et un bassin versant avec de nouveaux modes d'occupation des sols. Le problème devient alors d'entretenir les résultats acquis lors de la restauration et de préparer le système lacustre ainsi modifié aux évolutions environnementales et d'usages à venir, d'envisager sa vulnérabilité et sa résilience aux nouvelles menaces locales et globales, et son comportement dans des événements exceptionnels (météorologiques, pollutions accidentelles).

Quels que soient le contexte et ses difficultés, l'acceptabilité des coûts et l'engagement de la société dans la restauration et ses suites dépendent aussi de la qualité de l'information fournie aux citoyens et aux décideurs du territoire concerné. L'information doit établir les bénéfices des investissements consentis pour rétablir les services écosystémiques, mais aussi les risques collatéraux éventuels pour d'autres biens ou services (notamment des services industriels ou agricoles situés sur le bassin versant, loin du lac et de ses bénéfices, et qu'il faudrait réduire ou réorienter). Bien faire comprendre les pas de temps nécessaires au progrès, la complexité de la tâche et les incertitudes de la trajectoire fait partie du cahier des charges de l'information limnologique.

Une gestion adaptative multi-échelles, intégrative et à large spectre

La gestion des grands lacs, restaurés ou non, devra aborder, en plus de toutes les questions évoquées précédemment, d'autres questions d'intensité imprévue, voire traiter de problèmes totalement inconnus à ce jour. La perspective est donc inévitablement celle d'une gestion adaptative, ce qui nécessite de s'appuyer sur des suivis renforcés d'état écologique et sociétal. Les observatoires lacustres existants et le recul qu'ils donnent à la modélisation écosystémique sont des outils précieux qui anticipent ce besoin de surveillance (Rimet *et al.*, 2020). Il reste à les pérenniser et à les consolider par un effort équivalent d'observations des dynamiques sociétales associées, des bassins versants, des pratiques d'occupation des sols et du fonctionnement de ce territoire. Les approches interdisciplinaires indispensables pour cette intégration de connaissances allant bien au-delà de la limnologie sont à bâtir, tout comme leur traduction en éléments d'action pour les politiques publiques.

Notre tour d'horizon des « maladies de civilisation » frappant les grands lacs de la planète montre que la gestion de la restauration ou plus simplement la maîtrise des pollutions peut être complexifiée et entravée par la difficulté à mettre en œuvre des régulations et des actions internationales. Pour plusieurs lacs multinationaux (Laurentides, Léman, Constance, Titicaca, Victoria, etc.), les actions entreprises et leurs suivis ont fait l'objet de traités internationaux qui ont mis en place une gestion partagée et des structures administratives et scientifiques d'interface entre pays, entre décideurs et usagers, entre État central et populations. Ces structures sont un acquis majeur et exemplaire pour faire face aux nouvelles problématiques environnementales impliquant les grands lacs qui, de plus en plus, relèvent de déterminismes transfrontaliers. On peut cependant douter que ces instances puissent dans l'immédiat porter des régulations et des actions qui remettraient en cause certaines composantes des modèles économiques et techniques structurant nos sociétés, mais particulièrement dangereuses pour les grands lacs.

POUR CONCLURE

Les grands lacs sont des systèmes à dimensions continentales. Chaque lac a sa propre histoire des relations écosystème-société, avec pour presque tous des séries d'aménagements faits pour profiter de leurs ressources et parfois, plus récemment, pour concilier, avec plus ou moins de succès, des contraires – exploitation contre conservation, rejets polluants contre ressources –, ou pour restaurer un état plus satisfaisant de la qualité des eaux, des habitats et des usages.

Les trajectoires d'état actuelles de ces grands systèmes s'inscrivent à la fois dans un type de dynamique historique particulière, locale, et dans le champ du changement global affectant la planète. Chacun des 1 709 grands lacs tels que définis dans cet ouvrage subit une déclinaison régionale de la plupart des composantes de ce changement (climat, urbanisation, intensification de flux et d'activités humaines sur le territoire du bassin versant). Les grands lacs étant dispersés sur tous les continents, ils sont représentatifs des gradients planétaires biophysiques et de pressions anthropiques sur les écosystèmes. En compilant leurs trajectoires d'état, on disposerait donc d'une information synthétique sur la trajectoire de l'environnement planétaire et sur la santé globale de la biosphère, ces lacs pouvant servir de modèles et de sentinelles.

Le constat actuel esquissé dans cet ouvrage est celui de perturbations, de difficultés de restauration, de la tendance à la généralisation des dégradations, du cumul des pressions et de la fragilité face aux menaces émergentes. Pourtant, une marge de progrès existe. Elle a besoin de l'engagement de la science des lacs pour instruire le public et les décideurs, faire valoir la connaissance et l'expérience acquise dans le diagnostic des causes et la lutte contre les grandes maladies de civilisation affectant ces écosystèmes remarquables. Ce retour d'expérience devrait aussi attirer l'attention sur les points faibles des connaissances, souligner l'importance du partage des informations à l'échelle planétaire et la nécessité de disposer de données sur du long

terme, c'est-à-dire de dispositifs d'observatoires. Le renforcement de la mise en réseau des observatoires permettrait de construire le diagnostic planétaire évoqué précédemment et pourrait être le cadre fondateur d'une initiative partant de la communauté scientifique mondiale pour une meilleure intégration des grands lacs dans des conventions-cadres internationales se préoccupant de la sauvegarde des ressources planétaires.

Références bibliographiques

Abuduwaili J., DongWei L.I.U., Guang Yang W.U., 2010. Saline dust storms and their ecological impacts in arid regions. *Journal of Arid Land*, 2 (2), 144-150.

Aladin N.V., Potts W.T.W., 1992. Changes in the Aral Sea ecosystems during the period 1960-1990. *Hydrobiologia*, 237 (2), 67-79.

Aladin N.V., Chida T., Chuikov Y.S., Ermakhanov Z.K., Kawabata Y., Kubota J. *et al*., 2018. The history and future of the biological resources of the Caspian and the Aral Seas. *Journal of Oceanology and Limnology*, 36 (6), 2061-2084.

Alexander T.J., Vonlanthen P., Seehausen O., 2017. Does eutrophication-driven evolution change aquatic ecosystems? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 372 (1712), 20160041.

Allan J.D., Manning N.F., Smith S.D., Dickinson C.E., Joseph C.A., Pearsall D.R., 2017. Ecosystem services of Lake Erie: Spatial distribution and concordance of multiple services. *Journal of Great Lakes Research*, 43 (4), 678-688.

Amigues J.-P., Chevassus-au-Louis B., 2011. Évaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels, Onema (coll. Comprendre pour agir).

Anneville O., Gammeter S., Straile D., 2005. Phosphorus decrease and climate variability: Mediators of synchrony in phytoplankton changes among European peri-alpine lakes. *Freshwater Biology*, 50 (10), 1731-1746.

Anneville O., Ginot V., Angeli N., 2002. Restoration of Lake Geneva: Expected versus observed responses of phytoplankton to decreases in phosphorus. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 7 (2), 67-80.

Anneville O., Vogel C., Lobry J., Guillard J., 2017. Fish communities in the Anthropocene: detecting drivers of changes in the deep peri-alpine Lake Geneva. *Inland Waters*, 7 (1), 65-76.

Anneville O., Chang C.-W., Dur G., Souissi S., Rimet F., Hsieh C., 2019. The paradox of re-oligotrophication: The role of bottom-up versus top-down controls on the phytoplankton community. *Oikos*, 128 (11), 1666-1677.

Arnott S.E., Celis-Salgado M.P., Valleau R.E., DeSellas A.M., Paterson A.M., Yan N.D. *et al*., 2020. Road salt impacts freshwater zooplankton at concentrations below current water quality guidelines. *Environmental Science and Technology*, 54(15), 9398-9407.

Babut M., Cattanéo F., Raymond J.C., Ferrari B., Vénisseau A., Veyrand B., Marchand P., 2021. Micropolluants organiques dans les poissons du Léman. Rapport Cipel, Campagne 2020.

Baccini P., Brunner P.H., 2012. *Metabolism of the Anthroposphere: Analysis, Evaluation, Design*, 2nd edition, Cambridge, The MIT Press, 408 p.

Baer J., Gugele S.M., Bretzel J., DeWeber J.T., Brinker A., 2021. All day-long: Sticklebacks effectively forage on whitefish eggs during all light conditions. *PLoS One*, 16 (8), e0255497.

Bardel M., 1956. La pêche professionnelle des corégones dans les eaux françaises du lac Léman. *Bulletin français de pisciculture*, (182), 26-36.

Barroin G., 2004. Phosphore, azote, carbone… du facteur limitant au facteur de maîtrise. *Le Courrier de l'environnement de l'Inra*, 52 (52), 1-25.

Bartout P., Touchart L., 2017. Le territoire limnique, une alternative à la gouvernance des plans d'eau par masses d'eau ? *VertigO, la revue électronique en sciences de l'environnement*, 17 (3).

Battarbee R.W., Bennion H., 2012. Using palaeolimnological and limnological data to reconstruct the recent history of European lake ecosystems: Introduction. *Freshwater Biology*, 57 (10), 1979-1985.

Baulaz Y., Dorioz J.-M., Peyrache-Gadeau V., 2021. Exploration fonctionnelle du territoire des grands lacs alpins par le prisme des services écosystémiques. *Lacs et sociétés : éclairages alpins, pyrénéens et andins*, collection Edytem n° 21, 103-126.

Bérard A., Dorigo U., Mercier I., Becker-van Slooten K., Grandjean D., Leboulanger C., 2003. Comparison of the ecotoxicological impact of the triazines Irgarol 1051 and atrazine on microalgal cultures and natural microalgal communities in Lake Geneva. *Chemosphere*, 53 (8), 935-944.

Bergeron-Verville C., 2013. La capacité de charge des écosystèmes dans le contexte de l'aménagement du territoire et du développement durable au Québec. Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke.

Bhavsar S.P., Gewurtz S.B., McGoldrick D.J., Keir M.J., Backus S.M., 2010. Changes in mercury levels in Great Lakes fish between 1970s and 2007. *Environmental Science and Technology*, 44 (9), 3273-3279.

Bhavsar S.P., Jackson D.A., Hayton A., Reiner E.J., Chen T., Bodnar J., 2007. Are PCB levels in fish from the Canadian Great Lakes still declining? *Journal of Great Lakes Research*, 33 (3), 592-605.

Blair B.D., Crago J.-P., Hedman C.J., Klaper R.D., 2013. Pharmaceuticals and personal care products found in the Great Lakes above concentrations of environmental concern. *Chemosphere*, 93 (9), 2116-2123.

Bouhassoun A., Chaptal E., Février J., François R., Hesling P., Ménage C. *et al.*, 2018. Expertise pluridisciplinaire du lac Titicaca (Bolivie et Pérou).

Impacts des changements globaux sur la qualité de l'eau et les activités productives. Rapport de fin de mission Jeunes Experts MJ Ecko, 2018.

Bouleau G. *et al.*, 2020. Despite great expectations in the Seine River Basin, the WFD did not reduce diffuse pollution. *Water Alternatives*, 13, 3, 534-555.

Breckle S.-W., Wucherer W., Dimeyeva L.A., 2011. *Aralkum – a Man-Made Desert*, Springer Berlin Heidelberg.

Bryner A., 2012. *Gestion des phosphates dans le lac de Brienz*, EAWAG News.

Burnett M.T., 2016. *Natural Resource Conflicts: From Blood Diamonds to Rainforest Destruction*, 2 volumes, ABC-CLIO.

Carpenter E.J., Smith K.L. Jr, 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175 (4027), 1240-1. https://www.science.org/doi/10.1126/science.175.4027.1240

Carpenter S.R., Cottingham K.L., 1997. Resilience and restoration of lakes. *Conservation Ecology*, 1 (1).

Carpenter S.R., Stanley E.H., Vander Zanden M.J., 2011. State of the world's freshwater ecosystems: Physical, chemical, and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources*, 3675-99.

Caudron A., Lasne E., Gillet C., Guillard J., Champigneulle A., 2014. Thirty years of reoligotrophication do not contribute to restore self-sustaining fisheries of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in Lake Geneva. *Fisheries Research*, 154, 165–171.

Chèvre N., Gregorio V., 2013. Mixture effects in ecotoxicology. *In Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology* (J.-F. Férard, C. Blaise, eds), Dordrecht, Springer Science, 729-736.

Chorus I., Spijkerman E., 2021. What Colin Reynolds could tell us about nutrient limitation, N:P ratios and eutrophication control. *Hydrobiologia*, 848 (1), 95-111.

Cipel, 1984. Le Léman. Synthèse des travaux de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution 1957-1982, 650 p.

Codling G., Sturchio N.C., Rockne K.J., Li A., Peng H., Timothy J.T. *et al.*, 2018. Spatial and temporal trends in poly-and per-fluorinated compounds in the Laurentian Great Lakes Erie, Ontario and St. Clair. *Environmental Pollution*, 237, 396-405.

Cornell, 2020. Micropollutants & Emerging Contaminants. https://wri.cals.cornell.edu/research-topics/micropollutants-emerging-contminants/

Cretaux J.-F., Letolle R., Bergé-Nguyen M., 2013. History of Aral Sea level variability and current scientific debates. *Global and Planetary Change*, (110), 99-113.

Cunningham E.M., Kiriakoulakis K., Dick J.T., Kregting L., Schuchert P., Sigwart J.D., 2020. Driven by speculation, not by impact-the effects of plastic on fish species. *Journal of Fish Biology*, 96 (6), 1294-1297.

Dagno K., Lahlali R., Friel D., Bajji M., Jijakli M.H., 2007. Synthèse bibliographique : problématique de la jacinthe d'eau, *Eichhornia crassipes*, dans les régions tropicales et subtropicales du monde, notamment son éradication par la lutte biologique au moyen des phytopathogènes, *BASE*.

Daouk T., Larcher T., Roupsard F., Lyphout L., Rigaud C., Ledevin M. *et al*., 2011. Long-term food-exposure of zebrafish to PCB mixtures mimicking some environmental situations induces ovary pathology and impairs reproduction ability. *Aquatic Toxicology*, 105 (3-4), 270-278.

Desgué-Itier O., Melo Vieira Soares L., Anneville O., Bouffard D., Chanudet V., Danis P.-A. *et al*., 2022. Past and future climate change effects on thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes. *EGUsphere*, 1-34.

Dokulil M.T., Jagsch A., George G.D., Anneville O., Jankowski T., Wahl B. *et al*., 2006. Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography*, 51 (6), 2787-2793.

Dorioz J.-M., Roux-Pissot P., 2019. Léman-Rhône : mariage de raison ou union libre ? *Lémaniques*, (114), Genève, 2-5.

Dunlop E.S., Feiner Z.S., Höök T.O., 2018. Potential for fisheries-induced evolution in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 44 (4), 735-747.

Earn A., Bucci K., Rochman C.M., 2021. A systematic review of the literature on plastic pollution in the Laurentian Great Lakes and its effects on freshwater biota. *Journal of Great Lakes Research*, 47 (1), 120-133.

Elsig A., 2018. Quand la frontière est polluée. Protéger les eaux du Léman entre France et Suisse (1950-1980). *In Histoire des Alpes – Storia delle Alpi – Geschichte der Alpen*, Chronos Verlag, Frontières-Grenzen, 23, 239-258.

Fera S.A., Rennie M.D., Dunlop E.S., 2015. Cross-basin analysis of long-term trends in the growth of lake whitefish in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 41 (4), 1138-1149.

Fera S.A., Rennie M.D., Dunlop E.S., 2017. Broad shifts in the resource use of a commercially harvested fish following the invasion of dreissenid mussels. *Ecology*, 98 (6), 1681-1692.

Filbee-Dexter K., Pittman J., Haig H.A., Alexander S.M., Symons C.C., Burke M.J., 2017. Ecological surprise: Concept, synthesis, and social dimensions. *Ecosphere*, 8 (12), e02005.

Fink G., Alcamo J., Flörke M., Reder K., 2018. Phosphorus loadings to the world's largest lakes: Sources and trends. *Global Biogeochemical Cycles*, 32 (4), 617-634.

Forel F.A., 1892. *Le Léman : monographie limnologique*, Librairie de l'Université, 578 p.

Freitas B., 2021. *Corruption in the Fisheries Sector: Import Controls, Transparency, and WWF Practice*, World Wildlife Fund.

Frontier S., Pichod-Viale D., 1995. *Écosystèmes : structures, fonctionnement, évolution* (2e édition), Paris, Masson.

Funge-Smith S., Bennett A., 2019. À fresh look at inland fisheries and their role in food security and livelihoods. *Fish and Fisheries*, 20 (6), 1176-1195.

Ge Y., Abuduwaili J., Ma L., Wu N., Liu D., 2016. Potential transport pathways of dust emanating from the playa of Ebinur Lake, Xinjiang, in arid northwest China. *Atmospheric Research*, 178-179 (5), 196-206.

Giraudoux P., Lebreton J.-D., 2018. La notion de santé des écosystèmes ou zombies écologiques : comment des idées mortes vivent encore parmi nous. https://sfecologie.org/regard/ro7-oct-2018-giraudoux-et-lebreton/

Giroux I., 2014. *Suivi du lampricide TFM dans la baie Missisquoi et à la prise d'eau potable de Bedford en 2012*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Direction du secteur agricole.

Golub M., Thiery W., Marcé R., Pierson D., Vanderkelen I., Mercado-Bettin D. *et al.*, 2022. À framework for ensemble modelling of climate change impacts on lakes worldwide: The ISIMIP Lake Sector. *Geoscientific Model Development*, 15 (11), 4597-4623.

Gontard N., 2021. Plastique : le grand emballement. https://www.youtube.com/watch?v=RmbmjSOIEc0

Goy O., Lachavanne J.-B., Widmann F., Juge R., 1998. L'Opération Rivières Propres de l'ASL : ou comment faire participer la population à l'établissement d'un cadastre des rejets polluant les rivières du bassin lémanique. *Le Globe. Revue genevoise de géographie*, 138 (1), 131-152.

Guildford S.J., Hendzel L.L., Kling H.J., Fee E.J., Robinson G.G.C., Hecky R.E., Kasian S.E.M., 1994. Effects of lake size on phytoplankton nutrient status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51 (12), 2769-2783.

Guinotte J.-M., Fabry V.J., 2008. Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134 (1), 320-342.

Gulmira Z., Aru B., Bianchi S., Belli M., Yerbol B., Macchiarelli G., 2018. The toxicity of lindane in the female reproductive system: A review on the Aral Sea. *Euromediterranean Biomedical Journal*, 13, 104-108. https://doi.org/10.3269/1970-5492.2018.13.24

Haltiner L., Zhang H., Anneville O., De Ventura L., DeWeber J.T., Hesselschwerdt J. *et al.*, 2022. The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps. *Aquatic Invasions*, 17 (2).

Haxton T., Whelan G., Bruch R., 2014. Historical biomass and sustainable harvest of Great Lakes lake sturgeon (*Acipenser fulvescens* Rafinesque, 1817). *Journal of Applied Ichthyology*, 30 (6), 1371-1378.

Heinrich J.W., Mullett K.M., Hansen M.J., Adams J.V., Klar G.T., Johnson D.A. *et al.*, 2003. Sea lamprey abundance and management in Lake Superior, 1957 to 1999. *Journal of Great Lakes Research*, 29, 566-583.

Herdendorf C.E., 1982. Large lakes of the world. *Journal of Great Lakes Research*, 8 (3), 379-412.

Hugo V., 1874. *Quatrevingt-treize*, Le Livre de Poche [2001], 575 p.

Humbert J.F., Quiblier C., 2022. Cyanobacterial blooms in freshwater ecosystems: Causes and consequences on their functionning and their uses. Policy Brief n° 1, WaSAf Research Program, 9 p.

International Joint Commission, 2014. A balanced diet for Lake Erie: Reducing phosphorus loadings and harmful algal blooms. Report of the Lake Erie Ecosystem Priority, 100 p.

Istvanovics V., Clement A., Somlyody L. *et al.*, 2007. Updating water quality targets for shallow Lake Balaton (Hungary), recovering from eutrophication. *Hydrobiologia*, 581 (1), 305-318.

Jacquet S., Kerimoglu O., Rimet F., Paolini G., Anneville O., 2014. Cyanobacterial bloom termination: The disappearance of *Planktothrix rubescens* from Lake Bourget (France) after restoration. *Freshwater Biology*, 59 (12), 2472-2487.

Jarne P., 2022. À la frontière entre écologie et évolution. https://sfecologie.org/regard/ro18-jan-2022-ph-jarne-frontiere-ecologie-evolution/

Jenny J.-P., Anneville O., Arnaud F., Baulaz Y., Bouffard D., Domaizon I. *et al.*, 2020. Scientists' warning to humanity: Rapid degradation of the world's large lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 46 (4), 686-702.

Jenny J.-P., Francus P., Normandeau A., Lapointe F., Perga M.-E., Ojala A. *et al.*, 2016. Global spread of hypoxia in freshwater ecosystems during the last three centuries is caused by rising local human pressure. *Global Change Biology*, 22 (4), 1481-1489.

Jeppesen E., Mehner T., Winfield I.J., Kangur K., Sarvala J., Gerdeaux D. *et al.*, 2012a. Impacts of climate warming on lake fish assemblages: Evidence from 24 European long-term data series. *Hydrobiologia*, 694, 1–39.

Jeppesen E., Mehner T., Winfield I.J., Kangur K., Sarvala J., Gerdeaux D. *et al.*, 2012b. Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia*, 694 (1), 1-39.

Jeppersen E. *et al.*, 2005. Lake responses to reduced nutrient loading: An analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50 (10), 1747-1771.

Jia B., Tang Y., Tian L., Franz L., Alewell C., Huang J.-H., 2015. Impact of fish farming on phosphorus in reservoir sediments. *Scientific Reports*, 5 (1), 1-11.

Jonsson T., Setzer M., 2015. À freshwater predator hit twice by the effects of warming across trophic levels. *Nature Communications*, 6 (1), 1-9.

Juge R., Lachavanne J.-B., 2020. Plastique dans le Léman : quelle réalité, quel avenir ? *Lémaniques*, 12 (117), 2-5, ASL Genève.

Kaiblinger C., Anneville O., Tadonleke R., Rimet F., Druart J.C., Guillard J., Dokulil M.T., 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: Test and possible improvements. *Hydrobiologia*, 633 (1), 67-74.

Kakouei K., Kraemer B.M., Anneville O., Carvalho L., Feuchtmayr H., Graham J.L. *et al.*, 2021. Phytoplankton and cyanobacteria abundances in mid-21st century lakes depend strongly on future land use and climate projections. *Global Change Biology*, 27 (24), 6409-6422.

Kay P., Hiscoe R., Moberley I., Bajic L., McKenna N., 2018. Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (20), 20264-20267.

Krümmel E.M., Macdonald R.W., Kimpe L.E., Gregory-Eaves I., Demers M.J., Smol J.-P. *et al.*, 2003. Delivery of pollutants by spawning salmon. *Nature*, 425 (6955), 255-256.

Kummu M., De Moel H., Ward P.J., Varis O., 2011. How close do we live to water? A global analysis of population distance to freshwater bodies. *PLoS One*, 6 (6), e20578.

Leach J.H., Nepszy S.J., 1976. The fish community in Lake Erie. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 33 (3), 622-638.

Legendre L., Demers S., 1984. Towards dynamic biological oceanography and limnology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41 (1), 2-19.

León L.F., Imberger J., Smith R.E., Hecky R.E., Lam D.C., Schertzer W.M., 2005. Modeling as a tool for nutrient management in Lake Erie: A hydrodynamics study. *Journal of Great Lakes Research*, 31, 309-318.

Letcher R.J., Bustnes J.O., Dietz R., Jenssen B.M., Jørgensen E.H., Sonne C. *et al.*, 2010. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Science of the Total Environment*, 408 (15), 2995-3043.

Loizeau J.-L., Edder P., De Alencastro L.F., Corvi C., Ramseier Gentile S., 2013. La contamination du Léman par les micropolluants. Revue de 40 ans d'études. *Archives des sciences*, 66, 117-136.

Lucas J., Ros A., Gugele S., Dunst J., Geist J. *et al.*, 2021. The hunter and the hunted: A 3D analysis of predator-prey interactions between three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) and larvae of different prey fishes. *PLoS One*, 16 (8), e0256427.

Martin S.L., Hayes D.B., Rutledge D.T., Hyndman D.W., 2011. The land-use legacy effect: Adding temporal context to lake chemistry. *Limnology and Oceanography*, 56 (6), 2362-2370.

Meier J.I., Marques D.A., Mwaiko S., Wagner C.E., Excoffier L., Seehausen O., 2017. Ancient hybridization fuels rapid cichlid fish adaptive radiations. *Nature Communications*, 8 (1), 1-11.

Metcalfe C.D., Helm P., Paterson G., Kaltenecker G., Murray C., Nowierski M., Sultana T., 2019. Pesticides related to land use in watersheds of the Great Lakes basin. *Science of the Total Environment*, 648, 681-692.

Meybeck M., 1990. La pollution des fleuves. *La Recherche*, (221), 608-616.

Meybeck M., 1995. Les lacs et leurs bassins versants. *In Limnologie générale* (R. Pourriot, M. Meybeck, eds), Paris, Masson.

Michalak A.M., Anderson E.J., Beletsky D., Boland S., Bosch N.S., Bridgeman T.B. *et al.*, 2013. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (16), 6448-6452.

Micklin P., Aladin N.V., Plotnikov I. (éd.), 2014. *The Aral Sea: The Devastation and Partial Rehabilitation of a Great Lake*, Heidelberg, Springer, 465 p.

Moiron M., Rimet F., Girel C., Jacquet S., 2021. Die hard in Lake Bourget! The case of *Planktothrix rubescens* reborn. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 57, 19.

Murawski S.A., 2010. Rebuilding depleted fish stocks: The good, the bad, and, mostly, the ugly. *ICES Journal of Marine Science*, 67 (9), 1830-1840.

Naffrechoux E., Cottin N., Pignol C., Arnaud F., Jenny J.-P., Perga M.-E., 2015. Historical profiles of PCB in dated sediment cores suggest recent

lake contamination through the "halo effect". *Environmental Science and Technology*, 49 (3), 1303-1310.

Newell S.E., Davis T.W., Johengen T.H., Gossiaux D., Burtner A., Palladino D., McCarthy M.J., 2019. Reduced forms of nitrogen are a driver of non-nitrogen-fixing harmful cyanobacterial blooms and toxicity in Lake Erie. *Harmful Algae*, 81, 86-93.

Njiru J., van der Knaap M., Kundu R., Nyamweya C., 2018. Lake Victoria fisheries: Outlook and management. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 23 (2), 152-162.

Nõges P., Argillier C., Borja Á., Garmendia J.-M., Hanganu J., Kodeš V. *et al.*, 2016. Quantified biotic and abiotic responses to multiple stress in freshwater, marine and ground waters. *Science of the Total Environment*, 540, 43-52.

Olokotum M., Mitroi V., Troussellier M., Semyalo R., Bernard C., Montuelle B. *et al.*, 2020. A review of the socioecological causes and consequences of cyanobacterial blooms in Lake Victoria. *Harmful Algae*, 96, 101829.

O'Reilly C.M., Sharma S., Gray D.K., Hampton S.E., Read J.S., Rowley R.J. *et al.*, 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 42 (24), 10-773.

Paerl H.W., Otten T.G., Kudela R., 2018. *Mitigating the Expansion of Harmful Algal Blooms across the Freshwater-to-Marine Continuum*, ACS Publications.

Parker L., 2017. 91 % des déchets plastiques ne sont pas recyclés. https://www.nationalgeographic.fr/environnement/91-des-dechets-plastiques-ne-sont-pas-recycles

Paugy D., Lévêque C., 2007. Le lac Victoria (Afrique de l'Est) malade de la perche du Nil : réalité, mythe ou mystification ? *Natures Sciences Sociétés*, 15 (4), 389-398.

Paugy D., Lévêque C., 2018. *Le lac Victoria : un écosystème bouleversé par l'homme*, Archives contemporaines, 282 p.

Petschel-Held G., Reusswig F., 1999. Climate change and global change: The syndrome concept. *In Goals and Economic Instruments for the Achievement of Global Warming Mitigation in Europe*, Springer, 79-95.

Pinel-Alloul B., Guay C., Angeli N., Legendre P., Dutilleul P., Balvay G., Gerdeaux D., Guillard J., 1999. Large-scale spatial heterogeneity of macrozooplankton in Lake of Geneva. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56 (8), 1437-1451.

Popper A.N., Fewtrell J., Smith M.E., McCauley R.D., 2004. Anthropogenic sound: Effects on the behavior and physiology of fishes. *Marine Technology Society Journal*, 37 (4).

Rapin F., Gerdeaux D., 2013. La protection du Léman, priorité à la lutte contre l'eutrophisation. *Archives des sciences*, 66, 103-116.

Reinl K.L., Brookes J.D., Carey C.C., Harris T.D., Ibelings B.W., Morales-Williams A.M. *et al*., 2021. Cyanobacterial blooms in oligotrophic lakes: Shifting the high-nutrient paradigm. *Freshwater Biology*, 66, 1846-1859.

Rimet F., Anneville O., Barbet D., Chardon C., Crepin L., Domaizon I. *et al*., 2020. The Observatory on LAkes (OLA) database: Sixty years of environmental data accessible to the public. *Journal of Limnology*, 79 (2), 164-178.

Ripple W.J., Wolf C., Newsome T.M., Galetti M., Alamgir M., Crist E., … 15 364 Scientist Signatories from 184 Countries, 2017. World scientists' warning to humanity: a second notice. *BioScience*, 67 (12), 1026-1028.

Roget E., Khan V.M., 2018. Decadal differences of the diurnal temperature range in the Aral Sea region at the turn of the century. *Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 70 (1), 1-12.

Rösch R., Baer J., Brinker A., 2018. Impact of the invasive three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) on relative abundance and growth of native pelagic whitefish (*Coregonus wartmanni*) in Upper Lake Constance. *Hydrobiologia*, 824 (1), 243-254.

Rossmann R., 2006. *Results of the Lake Michigan Mass Balance Project: Polychlorinated Biphenyls Modeling Report*, US Environmental Protection Agency.

Rudzewicz L., Baulaz Y., Peyrache-Gadeau V., 2020. Le paysage lacustre par le prisme du tourisme : le cas du lac d'Aiguebelette (Alpes, France). *Mondes du tourisme*, (17).

Salmaso N., Boscaini A., Capelli C., Cerasino L., 2018. Ongoing ecological shifts in a large lake are driven by climate change and eutrophication: Evidences from a three-decade study in Lake Garda. *Hydrobiologia*, 824 (1), 177-195.

Scavia D., Allan J.D., Arend K.K., Bartell S., Beletsky D., Bosch N.S. *et al*., 2014. Assessing and addressing the re-eutrophication of Lake Erie: Central basin hypoxia. *Journal of Great Lakes Research*, 40 (2), 226-246.

Scheffer M., Carpenter S.R., Dakos V., van Nes E.H., 2015. Generic indicators of ecological resilience: Inferring the chance of a critical transition. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46 (1), 145-167.

Scheren P., Zanting H.A., Lemmens A.M.C., 2000. Estimation of water pollution sources in Lake Victoria, East Africa: Application and elaboration of the rapid assessment methodology. *Journal of Environmental Management*, 58 (4), 235-248.

Schindler D.W., 2009. Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes. *Limnology and Oceanography*, 54 (6part2), 2349-2358.

Schindler D.W., 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279 (1746), 4322-4333.

Schoumans O.F., Chardon W.J., Bechmann M.E., Gascuel-Odoux C., Hofman G., Kronvang B. *et al.*, 2014. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Science of the Total Environment*, 468, 1255-1266.

Schwarzenbach R.P., Escher B.I., Fenner K., Hofstetter T.B., Johnson C.A., von Gunten U., Wehrli B., 2006. The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science*, 313 (5790), 1072-7. https://www.science.org/doi/10.1126/science.1127291

Siefkes M.J., Steeves T.B., Sullivan W.P., Twohey M.B., Li W., 2013. *Sea lamprey control: Past, present, and future*, Great Lakes Fisheries Policy and Management, Michigan State University Press, East Lansing, 651-704.

Sierszen M.E., Morrice J.A., Trebitz A.S., Hoffman J.C., 2012. À review of selected ecosystem services provided by coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes. *Aquatic Ecosystem Health*, 15, 92-106.

Smith S.D., McIntyre P.B., Halpern B.S., Cooke R.M., Marino A.L., Boyer G.L. *et al.*, 2015. Rating impacts in a multi-stressor world: A quantitative assessment of 50 stressors affecting the Great Lakes. *Ecological Applications*, 25 (3), 717-728.

Staudinger M.D., Lynch A.J., Gaichas S.K., Fox M.G., Gibson-Reinemer D., Langan J.A. *et al.*, 2021. How does climate change affect emergent properties of aquatic ecosystems? *Fisheries*, 46 (9), 423-441.

Sterner R.W., Keeler B., Polasky S., Poudel R., Rhude K., Rogers M., 2020. Ecosystem services of Earth's largest freshwater lakes. *Ecosystem Services*, 41, 101046.

Sweka J., Laird R., Withers J., Davis L., 2018. Application of a Depletion-Based Stock Reduction Analysis (DB-SRA) to Lake Sturgeon in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 44.

Tammeorg O., Möls T., Niemistö J., Holmroos H., Horppila J., 2017. The actual role of oxygen deficit in the linkage of the water quality and benthic phosphorus release: Potential implications for lake restoration. *Science of the Total Environment*, 599, 732-738.

Tessier A., Richard A., Masilya P., Mudakikwa E.R., Muzana A., Guillard J., 2020. Spatial and temporal variations of *Limnothrissa miodon* stocks and their stability in Lake Kivu. *Journal of Great Lakes Research*, 46 (6), 1650-1660.

Thackeray S.J., Henrys P.A., Hemming D., Bell J.R., Botham M.S., Burthe S. *et al.*, 2016. Phenological sensitivity to climate across taxa and trophic levels. *Nature*, 535 (7611), 241-245.

Thorstad E.B., Bliss D., Breau C., Damon-Randall K., Sundt-Hansen L.E., Hatfield E.M. *et al.*, 2021. Atlantic salmon in a rapidly changing environment: Facing the challenges of reduced marine survival and climate change. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31 (9), 2654-2665.

Touchart L., 2002. *Limnologie physique et dynamique, une géographie des lacs et des étangs*, L'Harmattan.

Tran Khac V., Quetin P., Anneville O, 2021. Évolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques (Physico-chemical changes in the waters of lake geneva and meteorological data). Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2020.

UICN, 2018. Threats from over-consumption highlighted in IUCN Red List update. https://www.traffic.org/news/iucn-red-list-update-2018/

Vadeboncoeur Y., McIntyre P.B., Vander Zanden M.J., 2011. Borders of biodiversity: Life at the edge of the world's large lakes. *BioScience*, 61 (7), 526-537.

Vagnon C., Cattanéo F., Goulon C., Guillard J., Frossard V., 2022b. The vulnerability of whitefish (*Coregonus lavaretus*) to the invasive European catfish (*Silurus glanis*) in a large peri-Alpine lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79 (11).

Vagnon C., Bazin S., Cattanéo F., Goulon C., Guillard J., Frossard V., 2022a. The opportunistic trophic behaviour of the European catfish (*Silurus glanis*) in a recently colonised large peri-alpine lake. *Ecology of Freshwater Fish*, 31 (1), 1-12.

Vagnon C., Rohr R., Bersier L.-F., Cattanéo F., Guillard J., Frossard V., 2022c. Combining food web theory and population dynamics to assess the impact of invasive species. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 101-12.

Vitousek P., Mooney M., Lubchenco H.A. *et al.*, 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277 (5325), 494-499.

Vollenweider R.A., 1970. Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. Thèse de doctorat, Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE).

Volta P., Jeppesen E., Sala P., Galafassi S., Foglini C., Puzzi C., Winfield I.J., 2018. Fish assemblages in deep Italian subalpine lakes: History and present status with an emphasis on non-native species. *Hydrobiologia*, 824 (1), 255-270.

Wackernagel M., Schulz N.B., Deumling D., Linares A.C., Jenkins M., Kapos V. *et al.*, 2002. Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99 (14), 9266-9271.

Wang C., Lu G., Peifang W., Wu H., Qi P., Liang Y., 2011. Assessment of environmental pollution of Taihu Lake by combining active biomonitoring and integrated biomarker response. *Environmental Science and Technology*, 45 (8), 3746-3752.

Wentzky V.C., Tittel J., Jäger C.G., Bruggeman J., Rinke K., 2020. Seasonal succession of functional traits in phytoplankton communities and their interaction with trophic state. *Journal of Ecology*, 108 (4), 1649-1663.

Wetzel R.G., 1992. Gradient-dominated ecosystems: Sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. *In Dissolved Organic Matter in Lacustrine Ecosystems*, Springer, 181-198.

Willén E., 2001. Phytoplankton and water quality characterization: Experiences from the Swedish large lakes Mälaren, Hjälmaren, Vättern and Vänern. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 30 (8), 529-537.

Williamson C.E., Saros J.E., Vincent W.F., Smol J.-P., 2009. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54 (6part2), 2273-2282.

Woolway R.I., Merchant C.J., 2018. Intralake heterogeneity of thermal responses to climate change: A study of large northern hemisphere lakes. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 123 (6), 3087-3098.

Wootton N., Reis-Santos P., Gillanders B.M., 2021. Microplastic in fish: A global synthesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 31 (4), 753-771.

Xi X., Sokolik I.N., 2016. Quantifying the anthropogenic dust emission from agricultural land use and desiccation of the Aral Sea in Central Asia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121 (20), 12-270.

Yamamuro M., Komuro T., Kamiya H., Kato T., Hasegawa H., Kameda Y., 2019. Neonicotinoids disrupt aquatic food webs and decrease fishery yields. *Science*, 366 (6465), 620-623.

Yang S., Zhou M., Chen X. *et al.*, 2022. A comparative review of microplastics in lake systems from different countries and regions. *Chemosphere*, 286, 131806.

Yokota K., Waterfield H., Hastings C., Davidson E., Kwietniewski E., Wells B., 2017. Finding the missing piece of the aquatic plastic pollution puzzle: Interaction between primary producers and microplastics. *Limnology and Oceanography Letters*, 2 (4), 91-104.

Zohary T., Ostrovsky I., 2011. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. *Inland Waters*, 1 (1), 47-59.

Coordination éditoriale : Jérémie Salinger
Édition : Juliette Blanchet
Mise en page : EliLoCom

Achevé d'imprimé en février 2023
par Isiprint

Numéro d'impression :

Dépôt légal : mars 2023

Imprimé en France

Nombre de grands lacs de la planète ne sont, en réalité, pas assez vastes pour faire face aux usages qui en sont faits par les activités humaines, telles qu'elles se déploient depuis plus d'un siècle. Les limites de ces macro-écosystèmes à dimension continentale se manifestent par toute une série de pathologies qui les affectent et qui s'accompagnent d'une dégradation des services écosystémiques rendus : pêche, approvisionnement en eau, autoépuration, dilution des pollutions, services culturels et récréatifs, etc. En outre, l'ensemble des tensions en cause s'exerce désormais dans un contexte de multi-stress dû au changement climatique. La taille « grand lac », l'inertie et la complexité dont elle dote les systèmes concernés, se traduit par des conditions d'expositions et de réponses inédites, difficiles à intégrer en terme de gestion.

L'ouvrage propose une analyse pluridisciplinaire de diverses expériences de restauration menées sur des grands lacs de la planète (réussites et échecs). Riche d'enseignements sur la sauvegarde et la préservation du patrimoine lacustre mondial, cette étude ouvre des pistes de réflexion sur les futurs défis écologiques à relever pour préparer les systèmes « lac-bassin versant-société » à la nouvelle donne, en termes de climat et de pollution.

Ce livre est destiné aux étudiants, enseignants et chercheurs, aux gestionnaires des milieux lacustres, ainsi qu'au grand public intéressé par la préservation et la restauration des grands lacs.

Jean-Marcel Dorioz est écologue et s'intéresse aux relations entre écosystèmes terrestres et aquatiques.

Orlane Anneville est limnologue et spécialiste des dynamiques du phytoplancton.

Isabelle Domaizon est limnologue, spécialisée en paléolimnologie et en approches moléculaires appliquées à la biodiversité.

Chloé Goulon est limnologue, spécialisée en écologie des poissons et en halieutique.

Jean Guillard est limnologue, spécialisé en écologie des poissons et en utilisation de l'hydro-acoustique.

Stéphan Jacquet est limnologue, plongeur, spécialisé en écologie microbienne et en espèces exotiques envahissantes.

Bernard Montuelle est écologue, spécialisé en microbiologie.

Serena Rasconi est limnologue et mène des recherches sur les parasites des algues.

Viet Tran-Khac est chimiste des milieux aquatiques.

Jean-Philippe Jenny est bio-géochimiste et étudie le cycle du carbone.

17 €

ISBN : 978-2-7592-3520-9







Éditions Cirad, Ifremer, INRAE
www.quae.com

ISSN : 2267-3032
Réf. : 02863